

Document à accès immédiat

NUTRI-Karst – Réponses des agro- hydro-systèmes du massif du Jura face au changement climatique et aux activités anthropiques

Rapport final de la Tâche 1

BRGM/RP-72229-FR

Version 1 du 18 novembre 2022

Étude réalisée dans le cadre du projet de recherche NUTRI-Karst

Charlier J.-B., Tourenne D., Hévin G., Desprats J.-F.

Vérificateur :

Nom : Bernard LADOUCHE
Fonction : Hydrogéologue-
Hydrogéochimiste
Date : 28/10/2022

Signature :



Approbateur :

Nom : Patrick CHARBONNIER
Fonction : Directeur adjoint
Date : 13/02/2023

Signature :



Avertissement

Ce rapport est adressé en communication exclusive au demandeur, au nombre d'exemplaires prévu.

Le demandeur assure lui-même la diffusion des exemplaires de ce tirage initial.

La communicabilité et la réutilisation de ce rapport sont régies selon la réglementation en vigueur et/ou les termes de la convention.

Le BRGM ne saurait être tenu comme responsable de la divulgation du contenu de ce rapport à un tiers qui ne soit pas de son fait et des éventuelles conséquences pouvant en résulter.

Votre avis nous intéresse

Dans le cadre de notre démarche qualité et de l'amélioration continue de nos pratiques, nous souhaitons mesurer l'efficacité de réalisation de nos travaux.

Aussi, nous vous remercions de bien vouloir nous donner votre avis sur le présent rapport en complétant le formulaire mis à votre disposition.

Mots clés : Ressource en eau ; karst ; pollution diffuse ; qualité de l'eau ; agriculture ; tendances ; massif du Jura

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Charlier J.-B., Tourenne D., Hévin G., Desprats J.-F. (2022) – NUTRI-Karst – Réponses des agro-hydro-systèmes du massif du Jura face au changement climatique et aux activités anthropiques. Rapport final de la Tâche 1 V1. BRGM/RP-72229-FR, 238 p.

© BRGM, 2022, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.
IM003-MT008-P2-21/09/2021

Synthèse

L'objectif global du projet NUTRI-Karst (BRGM, CIA25, AERMC) est d'étudier l'impact des activités anthropiques (en particulier agricoles) sur les transferts d'eau et de nutriments dans les bassins karstiques du massif du Jura. Le projet s'organise autour de quatre tâches :

- Tâche 1 : Réponses des agro-hydro-systèmes du massif du Jura face au changement climatique et aux activités anthropiques ;
- Tâche 2 : Caractérisation hydrogéologique, des interactions surface/souterrain et délimitation des zones contributives au débit des rivières à l'échelle des systèmes karstiques et du bassin de la Loue ;
- Tâche 3 : Transferts de nutriments d'origine agricole aux différentes échelles du sol, de la source karstique et du bassin de la Loue ;
- Tâche 4 : Porter à connaissance pour construire une vision partagée des causes de la perturbation des rivières comtoises.

Ce rapport présente les résultats de la Tâche 1 du projet NUTRI-Karst. Elle porte sur l'évaluation des effets du changement climatique et des activités anthropiques sur la qualité des eaux des rivières comtoises à l'échelle du massif du Jura, en caractérisant les évolutions sur les dernières décennies des différentes variables environnementales (hydro-climatiques, agricoles, hydrologiques et physico-chimiques) et en analysant les relations qui existent entre elles.

L'analyse spatiale à large échelle des pressions anthropiques sur le massif du Jura a été combinée avec une analyse à long terme des données environnementales qui se base sur des approches de traitement du signal et statistiques afin de caractériser les tendances monotones et non monotones.

Les principaux résultats mettent en évidence l'augmentation chronique du stress hydrique sur le long terme illustrant la vulnérabilité des hydrosystèmes karstiques du massif jurassien face au changement climatique, qui se matérialise principalement par un réchauffement et l'absence de tendance nette dans les précipitations. Une tendance à la baisse sur les débits s'observe sur la moitié des stations réparties sur l'ensemble du massif, mettant en évidence une diminution progressive et durable des ressources en eau sur le massif du Jura depuis 50 ans. Cela se traduit par une tendance à la sévérité des étiages sur certains cours d'eau. L'analyse de la température des eaux a montré la sensibilité des aquifères et des eaux de surface fortement influencées par ceux-ci au réchauffement climatique. On note des tendances à la hausse qui peuvent être significatives sur certains cours d'eau du Doubs notamment, indiquant qu'une attention particulière doit être portée aux tronçons éloignés des zones d'apports par les eaux souterraines régulatrices, ou sur les zones d'élargissement des cours d'eau, qui favorisent leur réchauffement. Les tendances de la minéralisation des eaux, à la hausse dans les années 80 et 90, montrent une inflexion en 2000 qui n'est pas reliée à une origine anthropique mais au réchauffement climatique qui semble être la cause des évolutions du niveau d'altération des carbonates sur le temps long.

L'occupation du sol, marquée par une prédominance des prairies pour le cheptel bovin, n'a pas évolué depuis 50 ans. Le cheptel bovin constitue la source d'azote (N) principale devant la fertilisation minérale qui reste largement inférieure à la moyenne française du fait des cahiers des charges des Appellations d'Origine Protégée (AOP) fromagères. Malgré des pratiques plus intensives limitées aux zones de basses altitudes (travail du sol et fertilisation minérale), le cheptel bovin est responsable d'environ $\frac{3}{4}$ des apports totaux en N et P. Les bassins urbanisés où se

situent Pontarlier, Morteau, Ornans, St-Claude sont également impactés par les rejets issus de l'assainissement. Dans les eaux du massif du Jura, on observe une inflexion des concentrations en NO_3 dans les années 2000 suite aux tendances à la hausse des années 80-90, sans pour autant engendrer une réduction importante des excès d'azote dont la teneur reste 2 à 6 fois supérieure au bruit de fond naturel. Le taux de flux de N exporté à l'échelle du massif a été quantifié à 16 kg(N)/ha/an. Environ 1/5 des apports globaux sont exportés à l'exutoire des bassins. La concentration moyenne en NO_3 et les flux de N exportés s'expliquent par une influence combinée du travail du sol, de la fertilisation minérale et l'importance du cheptel bovin. Un modèle prédictif de mobilisation de l'azote a été établi sur la base des deux indicateurs annuels i) de sécheresse avec le débit minimum en début de cycle hydrologique, et ii) de l'intensité des transferts de N avec le pic en NO_3 lors des crues de reprise du cycle. Ce modèle qui montre une intensification du lessivage lors des épisodes de sécheresse permet de mettre en évidence le rôle conjugué des activités anthropiques et du réchauffement climatique dans la mobilisation des NO_3 vers les eaux, donnant un nouvel éclairage sur les causes d'eutrophisation des cours d'eau.

Le changement climatique dont les effets sur les productions agricoles sont perceptibles depuis les années 80 et nettement plus impactant depuis une dizaine d'années va s'accompagner de conditions défavorables à la croissance des végétaux et favorables à la présence de reliquats azotés susceptibles d'être transportés vers les eaux en automne, et donc de contribuer à l'eutrophisation des milieux aquatiques. En mettant en évidence une augmentation de la durée des étiages, et en montrant que l'intensité des sécheresses est un facteur clé pour expliquer l'importance de la mobilisation des NO_3 vers les eaux, les perspectives portent donc vers une augmentation de l'intensité des reliquats azotés si rien n'est fait pour en diminuer les apports dans un contexte de réchauffement climatique. Tout en poursuivant les actions engagées sur les rejets anthropiques issus de l'assainissement dont le caractère parfois localisé peut avoir un impact significatif, le cheptel bovin constitue la source principale d'azote, devant la fertilisation minérale. Ce sont les deux leviers principaux sur lesquels il est toujours nécessaire d'agir pour limiter l'eutrophisation des rivières, en particulier dans un contexte de changement climatique.

Sommaire

1. Introduction	17
1.1 Problématique et enjeux.....	17
1.1. Objectifs de la Tâche 1 du projet NUTRI-Karst.....	18
2. Zone d'étude, données et méthodes	21
2.1. Généralités sur le massif du Jura	21
2.1.1. Géologie.....	21
2.1.2. Occupation du sol	23
2.1.3. Climat.....	24
2.1.4. Hydrologie – Hydrogéologie	25
2.2. Méthodes d'analyse de la variabilité temporelle sur le long terme	27
2.2.1. Test de tendance non paramétrique (Mann-Kendall).....	27
2.2.2. Analyse en ondelette.....	27
3. Variables hydro-climatiques sur la période 1892-2019	31
3.1. Données.....	31
3.1.1. Données disponibles.....	31
3.1.2. Comparaison des données climatiques entre Besançon et le Haut-Doubs.....	32
3.2. Variabilité inter-annuelle	34
3.3. Caractérisation des signaux dans l'espace Temps-fréquence	36
3.3.1. Analyse univariée.....	36
3.3.2. Multirésolution	37
3.3.3. Analyse croisée.....	37
3.3.4. Interprétations des relations entre variables hydro-climatiques	41
3.4. Caractéristiques des évolutions récentes (1970-2020).....	41
4. Variables hydro-climatiques sur la période 1970-2020	43
4.1. Données.....	43
4.2. comparaison des données météorologiques issues de la chaîne SAFRAN et des stations météorologiques	44
4.2.1. Température de l'air.....	44
4.2.2. Précipitation	46
4.3. Influence du gradient d'altitude sur les variables hydro-climatiques.....	46
4.4. Tendances sur les variables climatiques	49
4.4.1. Présentation de la méthode et guide de lecture des graphiques	49
4.4.2. Tendances inter-annuelles	50
4.4.3. Tendances saisonnières	56
4.5. Tendances sur les variables Hydrologiques	61
4.5.1. Présentation de la méthode.....	61
4.5.2. Tendances inter-annuelles	62
4.5.3. Tendances saisonnières	66
4.5.4. Tendances des indicateurs de sécheresse.....	68
4.6. Synthèse	71
5. Température de l'eau	73
5.1. Données.....	73
5.2. Variabilité spatio-temporelle à l'échelle du massif du Jura.....	73
5.2.1. Analyse des percentiles	73
5.2.2. Analyse des tendances	75
5.3. Variabilité aux différentes échelles fréquentielles	79

5.3.1.	<i>Variabilité du signal de température de l'eau aux différentes composantes fréquentielles</i>	79
5.3.2.	<i>Comparaison inter-sites</i>	81
5.3.3.	<i>Cas des cours d'eau comportant plusieurs stations</i>	83
5.4.	<i>Synthèse</i>	84
6.	<i>Minéralisation de l'eau</i>	87
6.1.	<i>Données</i>	87
6.1.1.	<i>Données disponibles</i>	87
6.1.2.	<i>Paramètres qui contrôlent la conductivité électrique</i>	87
6.2.	<i>Variabilité spatio-temporelle à l'échelle du massif jurassien</i>	88
6.2.1.	<i>Analyse spatiale</i>	88
6.2.2.	<i>Analyse des tendances</i>	90
6.3.	<i>Effets de la dissolution naturelle (acide carbonique) et anthropique (acides forts) des carbonates</i>	94
6.3.1.	<i>Approche théorique</i>	94
6.3.2.	<i>Origine naturelle & anthropique de l'altération des carbonates</i>	96
6.3.3.	<i>Evolutions temporelles des contributions naturelles et anthropiques</i>	96
6.4.	<i>Relations conductivité vs. Température de l'air</i>	98
6.5.	<i>Synthèse</i>	100
7.	<i>Données agricoles</i>	101
7.1.	<i>Présentation générale de l'agriculture du Doubs et du Jura depuis la fin du 19^{ème} siècle</i>	101
7.2.	<i>L'évolution des surfaces agricoles depuis 50 ans (sources : RGA et RPG)</i>	105
7.2.1.	<i>Evolution générale des surfaces à l'échelle de la zone d'étude NUTRI-Karst depuis 50 ans</i>	105
7.2.2.	<i>Evolution de l'occupation du sol et de la répartition des cultures depuis 50 ans</i>	106
7.2.3.	<i>Evolution détaillée des surfaces depuis 10 ans (RPG)</i>	108
7.3.	<i>L'évolution du cheptel bovin depuis 50 ans (source RGA et SPIE)</i>	114
7.3.1.	<i>Avertissement sur les données disponibles</i>	114
7.3.2.	<i>Evolution globale depuis 40 ans du cheptel bovin sur l'ensemble de la zone d'étude NUTRI-Karst</i>	114
7.3.3.	<i>Evolution globale du cheptel bovin sur l'ensemble de la zone d'étude NUTRI-Karst (RGA 1979-2010)</i>	116
7.3.4.	<i>Evolution détaillée depuis 20 ans du cheptel bovin sur l'ensemble de la zone d'étude NUTRI-Karst (SPIE 2000 à 2020)</i>	119
7.4.	<i>L'évolution de la pression agricole sur les surfaces agricoles depuis 50 ans</i>	122
7.4.1.	<i>Evolution du rapport entre les effectifs bovins totaux et la SAU (1970-2010 et 2010-2019)</i>	123
7.4.2.	<i>Evolution du rapport entre les UGB zootechniques bovins et la SAU entre 2010 et 2019 (source SPIE et RPG)</i>	125
7.4.3.	<i>Evolution des pressions en azote et en phosphore d'origine bovine sur la zone d'étude NUTRI-Karst</i>	127
7.4.4.	<i>Azote et phosphore d'origine porcine en 2020 dans le Doubs et le Jura (Source Interporc 2020)</i>	133
7.4.5.	<i>Azote et phosphore d'origine avicole sur la période 1970 à 2010 (Source RGA)</i>	136
7.4.6.	<i>Evolution des livraisons d'engrais de synthèse dans le Doubs</i>	138
7.4.7.	<i>Azote et phosphore provenant des boues de station d'épuration épandues dans le Doubs dans la zone d'étude NUTRI-Karst</i>	146
7.4.8.	<i>Part relative des différentes sources d'azote et de phosphore d'origine agricole dans le Doubs</i>	147
7.5.	<i>Caractérisation des sols de la zone d'étude NUTRI-Karst dans le Doubs et le Jura</i>	151

7.6. Synthèse	155
8. Nutriments.....	157
8.1. Cycle de l'azote en milieu karstique cultivé	157
8.1.1. <i>A l'interface sols-plante-atmosphère</i>	157
8.1.2. <i>Du sol vers l'exutoire karstiques</i>	159
8.2. Données disponibles et procédure d'évaluation des flux à l'échelle des bassins	161
8.2.1. <i>Données spatiales</i>	161
8.2.2. <i>Données temporelles</i>	162
8.2.3. <i>Estimation des flux annuels</i>	163
8.3. Analyse des apports anthropiques de N et P dans les bassins.....	164
8.3.1. <i>Apports issus de l'agriculture</i>	164
8.3.2. <i>Apports issus de l'assainissement</i>	167
8.3.3. <i>Apports issus de la transformation du lait</i>	170
8.3.4. <i>Bilan des apports</i>	174
8.4. Analyse des exports de N à l'exutoire des bassins	176
8.4.1. <i>Concentrations en NO₃ dans les eaux</i>	176
8.4.2. <i>Flux de N dans les eaux</i>	178
8.5. Impact des activités anthropiques sur la qualité des eaux	181
8.5.1. <i>Bilan des apports et exports en N et P</i>	181
8.5.2. <i>Impact des pratiques agricoles sur les concentrations en NO₃ et flux de N</i>	187
8.5.3. <i>Facteurs d'explication des évolutions inter- et pluri-annuelles en NO₃ et PO₄</i>	189
8.6. Synthèse	192
9. Synthèse générale et perspectives.....	195
9.1. Synthèse générale	195
9.2. Effets combinés des activités anthropiques et du changement climatique sur les transferts d'azote vers les rivières.....	197
9.3. Perspectives dans le cadre du projet NUTRI-Karst	197
10. Bibliographie.....	199

Liste des figures

Figure 1 - Schéma hydrogéo-morphologique des bassins karstiques du massif du Jura (Bichet et Campy, 2008).....	17
Figure 2 - Carte structurale du massif du Jura (Bichet et Campy, 2008).....	21
Figure 3 - Carte géologique du massif du Jura au 1/1 000 000 (BRGM).....	22
Figure 4 - Carte d'occupation du sol sur le massif du Jura.....	23
Figure 5 – Moyenne annuelle de référence 1981-2010 de la température moyenne (à gauche) et des précipitations (à droite) en Franche-Comté (source Météo France)	24
Figure 6 - Synthèse des précipitations annuelles et des maxima journaliers sur le Doubs le long du gradient d'altitude entre Besançon (307 m NGF), Epenoy (752 m NGF), Pontarlier (831 m NGF) et Mouthe (939 m NGF) ; d'après Charlier et al. (2014)	25
Figure 7 - Log géologique du massif du Jura (Chauve, 2006) et localisation des principaux aquifères et aquicludes du bassin Loue-Lison	26

Figure 8 - Signaux composés de deux fréquences principales se chevauchant sur tout l'intervalle (a), et non recouvertes (d) ; Spectre de Fourier semblable pour les deux signaux (b) et (e) ; Spectres en ondelettes de Morlet (c) et (f) qui affichent la localisation temps-fréquence (source : Labat et al., 2000).....	28
Figure 9 – Comparaison des données mensuelles de Hauteur de neige fraîche en 24h HNEIGE_mois et de l'estimation des précipitations neigeuses 'Snow_mois' à Besançon (à gauche) et à Mouthe (à droite).....	33
Figure 10 – Comparaison des données mensuelles (à gauche) et annuelles (à droite) de température de l'air (en haut), précipitations totales (en bas) de 3 stations du Haut-Doubs avec celle de Besançon sur la période 1943-2020	33
Figure 11 – Chroniques mensuelles et annuelles des variables hydro-climatiques sur la période 1892-2019 exprimées à travers l'écart à la moyenne sur l'ensemble de la chronique (1892-2019) ; données mensuelles en trait fin, annuelles en trait épais ou histogramme, moyenne mobile sur 10 ans en tiretés épais.....	35
Figure 12 – Hauteur moyenne annuelle du lac de Chaillexon exprimée en fonction de la pluie annuelle à Besançon ; la couleur des points indique la température moyenne annuelle T_M à Besançon (l'année notée n correspond au cycle hydrologique de 12 mois débutant en septembre de l'année n).....	36
Figure 13 – Analyse univariée par ondelette continue. Signal brut (en noir) et scalogramme simple (en couleur) des variables hydro-climatiques; sur les scalogrammes, les zones de signification statistique par comparaison avec le « bruit rouge » sont entourées en noir, et le cône d'influence, où les effets de bord pourraient déformer l'image, est représenté dans une nuance plus claire	38
Figure 14 – Analyse multirésolution par ondelette discrète. Composantes 10, 20 et >20 ans des variables isolées par multirésolution de précipitations P, températures de l'air T_A à Besançon, débit à Chaillexon Q, et neige Snow exprimée selon 3 seuils de température.....	39
Figure 15 – Analyse croisée par ondelette continue. Scalogrammes croisés XWT et de la cohérence WTC ; les zones de signification statistique par comparaison avec le « bruit rouge » sont entourées en noir, et le cône d'influence, où les effets de bord pourraient déformer l'image, est représenté dans une nuance plus claire. Les flèches représentent la phase (vers la droite = en phase & vers la gauche = en antiphasse)	40
Figure 16 - Comparaison des moyennes annuelles de température de l'air T_{air} entre les données au sol de la station de Besançon et les données SAFRAN sur la maille correspondante.....	45
Figure 17 - Comparaison des moyennes annuelles de température de l'air T_{air} entre les données au sol de la station de Mouthe et les données SAFRAN sur la maille correspondante.....	45
Figure 18 - Comparaison de la moyenne journalière de la température de l'air à partir de données horaires (T_M) et la moyenne des extrêmes $(T_N+T_X)/2$ pour la station de Besançon.....	46
Figure 19 - Comparaison des précipitations annuelles entre les données au sol de la station de Besançon et les données SAFRAN sur la maille correspondante	46
Figure 20 – Relations entre les variables hydro-climatiques et l'altitude pour les données des stations météorologiques ; la position des stations en latitude est donnée par l'échelle de couleur (du bleu au jaune = du nord vers le sud).....	47
Figure 21 – Relations entre les variables hydro-climatiques et l'altitude pour les données SAFRAN ; la position des mailles SAFRAN en latitude est donné par l'échelle de couleur (du bleu au jaune = du nord vers le sud).....	48

Figure 22 - Chroniques annuelles et résultats des tests de tendances (Mann-Kendall) sur la température de l'air, la neige, la pluie, l'ETP et la pluie efficace sur la maille SAFRAN 4439 (bassin de la Loue en amont de Chenecey-Buillon)	49
Figure 23 – Guide de lecture des résultats des tests de tendance Mann-Kendall	50
Figure 24 – Tendances de la Température moyenne annuelle (cycles hydrologiques) Tair sur la période 1970-2018	52
Figure 25 – Tendances des précipitations pluvieuses annuelles (cycles hydrologiques) P sur la période 1970-2018	53
Figure 26 - Tendances des précipitations neigeuses annuelles (cycles hydrologiques) Neige sur la période 1970-2018	54
Figure 27 - Tendances de l'évapotranspiration potentielle annuelle (cycles hydrologiques) ETP sur la période 1970-2018.....	55
Figure 28 - Chroniques des températures moyennes annuelles et saisonnière de l'air et calcul des tendances (Mann-Kendall) sur la maille SAFRAN 4439 (bassin de la Loue en amont de Chenecey-Buillon)	56
Figure 29 - Chroniques des pluies annuelles et saisonnière et calcul des tendances (Mann-Kendall) sur la maille SAFRAN 4439 (bassin de la Loue en amont de Chenecey-Buillon)	57
Figure 30 - Température moyenne saisonnière (°C) et résultats des tests de tendance Mann-Kendall sur la période 1970-2018	59
Figure 31 – Précipitations pluvieuses saisonnières (mm) et résultats des tests de tendance Mann-Kendall sur la période 1970-2018	60
Figure 32 - Exemple de calcul du débit de base à partir de la méthode de Wallingford sur le Doubs à Goumois	61
Figure 33 – Chroniques annuelles et résultats des tests de tendances (Mann-Kendall) sur les débits totaux, débits de base à la station de Chenecey-Buillon, et sur la pluie efficace sur la maille SAFRAN 4439 (bassin de la Loue en amont de Chenecey-Buillon)	61
Figure 34 - Tendances des pluies efficaces annuelles (cycles hydrologiques) Peff sur la période 1970-2018	63
Figure 35 - Tendances des débits totaux moyens annuelles (cycles hydrologiques) Q moy sur la période 1970-2018 pour les stations présentant plus de 30 ans (petit triangle) et 40 ans (gros triangle) de données	64
Figure 36 - Tendances des débits de base moyens annuelles (cycles hydrologiques) Qb moy sur la période 1970-2018 pour les stations présentant plus de 30 ans (petit triangle) et 40 ans (gros triangle) de données	65
Figure 37 – Débits totaux moyens saisonniers ($m^3 s^{-1}$) et résultats des tests de tendance Mann-Kendall pour les stations présentant plus de 30 ans de données	67
Figure 38 – Indices sécheresses (d'après Giuntoli et al., 2013)	68
Figure 39 – Indices sécheresses calculés pour la Loue à Chenecey-Buillon en 2003	69
Figure 40 – Tendances des indices d'étiage pour les stations présentant plus de 30 ans (petit triangle) et 40 ans (gros triangle) de données ; 1 = Doubs en aval des barrages EDF ; 2= Bienne aval	70
Figure 41 – QCN3 et VCN30 et résultats des tests de tendance Mann-Kendall pour les stations présentant plus de 30 ans (petit triangle) et 40 ans (gros triangle) de données	71

Figure 42 – Percentiles 10, 50, et 90, et moyenne des températures de l'eau de sources et de rivières pour les stations comportant plus de 30 ans de données sur la période 1970-2020	74
Figure 43 – Tendances de la température de l'eau sur le Doubs à Arçon ; une tendance sur l'ensemble de la chronique est réalisée (en haut) et une segmentation de la tendance à partir de 2005 met en évidence un changement de pente.....	75
Figure 44 – Tendances de la température de l'eau sur la Loue à Chenecey-Buillon ; une tendance sur l'ensemble de la chronique est réalisée (en haut) et une segmentation de la tendance à partir de 2005 ne met pas en évidence de changement de pente	76
Figure 45 – Tendances sur les températures des eaux de l'ensemble des stations d'eaux souterraines (en haut) et de surface (en bas).....	77
Figure 46 – Tendances décadaire de la température des eaux de surface et souterraines à l'échelle du massif du Jura.....	78
Figure 47 – Exemple de décomposition du signal de température de l'eau à la source d'Arcier par multirésolution (composantes en jours).....	79
Figure 48 – Variabilité du signal de température de l'eau et des signaux hydrologiques par composantes fréquentielles à la source d'Arcier	80
Figure 49 – Exemple de décomposition du signal de température de l'eau à la source d'Arcier par multirésolution (composantes regroupées par périodes caractéristiques)	81
Figure 50 – Distribution des valeurs de température de l'eau du signal brut (à g.) et par composantes, en fonction de la distance à la source (échelle Log).....	82
Figure 51 – Distribution des valeurs de la composante annuelle de la température de l'eau en fonction de différents critères hydro-morphologiques	83
Figure 52 – Distribution des valeurs de la composante annuelle de la température de l'eau pour les 3 cours d'eau de la Bienne, du Doubs, et de la Loue.....	84
Figure 53 – CE vs. $[\text{HCO}_3]$, $[\text{Ca}+\text{Mg}]$, et $[\text{Ca}+\text{Mg}+\text{NO}_3]$ en fonction de la date d'échantillonnage	88
Figure 54 – Variabilité spatiale des moyennes de CE en différenciant les eaux souterraines (■) et les eaux de surface (O) pour les stations comportant plus de 10 valeurs	89
Figure 55 – CE vs. Altitude (au niveau des stations) dans le massif du Jura pour les stations comportant (à g.) plus de 10 valeurs et (à d.) plus de 50 valeurs et une CE < 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$	90
Figure 56 – Tendance de la conductivité sur le massif du Jura sur la période 1970 - 2020 avec minimum 50 valeurs.....	91
Figure 57 - Données de conductivités sur l'ensemble des stations du jura avec 30 cycles hydrologiques. La couleur des points correspond à l'altitude de la station. Les périodes pour lesquelles sont calculées les tendances ont été délimitées de manière à faire apparaître 3 phases contrastées	92
Figure 58 - Tendance de la conductivité sur le massif du Jura par décennie entre 1970 et 2020 avec au minimum 10 valeurs par décennie	94
Figure 59 - Concentrations $[\text{HCO}_3]$ vs $[\text{Ca}+\text{Mg}]$ sur les données ESO (ADES - en haut) et ESU (Naiades – en bas) pour l'ensemble du massif du Jura pour les sites possédant plus de 20 analyses sur la période 1950-2020 (65 stations). Les lignes théoriques 1:1 et 1:2 correspondent respectivement à la dissolution anthropique (acide fort) et naturelle (acide carbonique)	96
Figure 60 – Evolution de la CE et de $[\text{Ca} + \text{Mg}]_A$ et $[\text{Ca} + \text{Mg}]_N$ pour la source d'Arcier ; les tendances sont les résultats de tests Mann-Kendall.....	97

Figure 61 – Evolution de la CE et de $[Ca + Mg]_A$ et $[Ca + Mg]_N$ pour le Doubs à Mathay ; les tendances sont les résultats de tests Mann-Kendall	98
Figure 62 - Evolution de la température de l'air T_{air} et de la Conductivité Electrique (CE) des principales stations comportant un suivi pluri-annuel ; les données annuelles sont en trait fin et pluri-annuel en trait épais	99
Figure 63 - Répartition de la SAU (y compris forestière) du Doubs de 1892 à 2018 en %. Source Agreste Etudes Bourgogne Franche Comté Avril 2020 N°3.....	102
Figure 64 - Répartition de la SAU (y compris forestière) du Jura de 1892 à 2018 en %. Source Agreste Etudes Bourgogne Franche Comté Février 2021 N°20.....	102
Figure 65 - Types d'exploitation par régions agricoles du Doubs (selon RGA 2010). Source : Agreste Etudes Bourgogne Franche-Comté Avril 2020 N°3. L'Agriculture du Doubs.....	103
Figure 66 - Types d'exploitation par régions agricoles du Jura (selon RGA 2010). Source : Agreste Etudes Bourgogne Franche-Comté Février 2021 N°20. L'Agriculture du Jura.	104
<i>Figure 67 - Evolution et répartition des surfaces agricoles de la zone d'étude NUTRI-Karst de 1970 à 2019 par département en hectares.....</i>	<i>106</i>
Figure 68 - Evolution et répartition des surfaces agricoles par catégorie entre 1970 et 2019 dans la zone d'étude NUTRI-Karst en hectare	107
Figure 69 - Evolution des surfaces déclarées à la PAC (en ha) par département dans la zone d'étude NUTRI-Karst depuis 10 ans (source RPG).....	109
Figure 70 - Répartition des surfaces agricoles par catégorie entre 2010 et 2019 dans la zone d'étude NUTRI-Karst en hectares.....	110
Figure 71 - Evolution des surfaces déclarées à la PAC en prairies permanentes et prairies temporaires entre 2010 et 2019 dans la zone d'étude NUTRI-Karst en hectare et pourcentage	111
Figure 72 - Répartition des surfaces agricoles en ha et pourcentage par catégorie entre 2010 et 2019 dans le Doubs et le Jura de la zone d'étude NUTRI-Karst en hectares.....	112
Figure 73 - Répartition des surfaces agricoles par catégorie entre 2010 et 2019 dans l'Ain de la zone d'étude NUTRI-Karst en hectares	113
Figure 74 - Comparaison de l'occupation du sol par canton entre 2010 et 2019 dans la zone d'étude NUTRI-Karst. Source : extraction par les DRAAF BFC et AURA à partir du RPG (déclarations PAC)	113
Figure 75 - Evolution des effectifs bovins dans le Doubs, le Jura et l'Ain de 1979 à 2020 (Source RGA et SPIE)	115
Figure 76 - Evolution des effectifs de vaches laitières dans le Doubs, le Jura et l'Ain de 1979 à 2020 (Source RGA et SPIE).....	115
Figure 77 - Evolution des effectifs bovins par catégorie dans zone d'étude NUTRI-Karst entre 1979 et 2010 (RGA)	116
Figure 78 - Evolution des effectifs bovins par département dans zone d'étude NUTRI-Karst entre 1979 et 2010 (RGA)	117
Figure 79 - Evolution du nombre de vaches laitières par département dans zone d'étude NUTRI-Karst entre 1979 et 2010 (RGA).....	117
Figure 80 - Evolution entre 2000 et 2020 des catégories de bovins par département dans la zone d'étude NUTRI-Karst (source SPIE)	121

Figure 81 - Evolution des principales catégories de bovins sur la zone d'étude NUTRI-Karst de 2000 à 2020 (Source SPIE)	121
Figure 82 - Evolution de la densité de bovins (nombre de têtes)/ha de SAU par département (tableau) et par canton (cartes) entre 1970 et 2010 selon les données du RGA	123
Figure 83 - Evolution de la densité de bovins (nombre de têtes)/ha de SAU et par département (tableau) et par canton (cartes) entre 2010 et 2019 selon les effectifs du SPIE et les surfaces du RPG.....	125
Figure 84 - Evolution des UGB zootechniques/ha de SAU et par canton entre 2010 et 2019 selon les données du SPIE et les surfaces du RPG	126
Figure 85 - Evolution du rapport entre les quantités d'azote (kg N/ha) provenant du cheptel bovin et la SAU par canton dans le Doubs et le Jura, entre 1979 et 2000, selon les données du RGA	129
Figure 86 - Evolution du rapport entre les quantités de phosphore (kg P ₂ O ₅ /ha) provenant du cheptel bovin et la SAU par canton dans le Doubs et le Jura, entre 1979 et 2000, selon les données du RGA	129
Figure 87 - Evolution des pressions en azote (kg N/ha SAU) et en phosphore (kg P ₂ O ₅ /ha SAU) issues des bovins dans les cantons du Doubs situés dans la zone d'étude NUTRI-Karst entre 1970 et 2000 (Source RGA) à gauche, et de 2010 à 2019 (Source SPIE et RPG) à droite	130
Figure 88 - Evolution des pressions en azote (kg N/ha SAU) et en phosphore (kg P ₂ O ₅ /ha SAU) issues des bovins dans les cantons du Jura situés dans la zone d'étude NUTRI-Karst entre 1979 et 2000 (Source RGA) et de 2010 à 2019 (Source SPIE et RPG)	131
Figure 89 - Evolution des pressions en azote (kg N/ha SAU) et en phosphore (kg P ₂ O ₅ /ha SAU) issues des bovins dans les cantons de l'Ain situés dans la zone d'étude NUTRI-Karst de 2010 à 2019 (Source SPIE et RPG)	131
Figure 90 - Evolution de la pression en azote (en kg N/ha de SAU) et par canton entre 2010 et 2019 selon les données du SPIE et les surfaces du RPG	132
Figure 91 - Evolution de la pression en phosphore (en kg P ₂ O ₅ /ha de SAU) et par canton entre 2010 et 2019 selon les données du SPIE et les surfaces du RPG	132
Figure 92 - Quantités d'azote et de phosphore issues du cheptel porcin dans la zone d'étude NUTRI-Karst dans le Doubs en 2020. Source Interporc Bourgogne Franche-Comté	134
Figure 93 - Quantités d'azote et de phosphore issues du cheptel porcin dans la zone d'étude NUTRI-Karst dans le Jura en 2020. Source Interporc Bourgogne Franche-Comté.....	135
Figure 94 - Quantités d'azote et de phosphore issues du cheptel porcin dans la zone d'étude NUTRI-Karst dans le Jura en 2020. Source Interporc Bourgogne Franche-Comté. Le chiffre en noir correspond au nombre de porcheries présentes en 2020 dans le canton ou le regroupement de cantons	135
Figure 95 - Quantités d'azote et de phosphore issues des élevages de volailles dans la zone d'étude NUTRI-Karst en 1979. Source RGA	137
Figure 96 - Quantités d'azote et de phosphore issues des élevages de volailles dans la zone d'étude NUTRI-Karst en 2010. Source RGA	138
Figure 97 - Evolution des livraisons annuelles d'engrais dans le Doubs de 1973 à 2019 en tonnes d'azote (N), de phosphore (P ₂ O ₅) et de potasse (K ₂ O). Source UNIFA	139
Figure 98 - Evolution des livraisons d'engrais dans le Doubs de 1973 à 2019 en tonnes d'azote (N), de phosphore (P ₂ O ₅) et de potasse (K ₂ O) en moyenne lissée sur 5 ans. Source UNIFA.....	140

Figure 99 - Evolution des doses moyennes d'épandage d'engrais de synthèse dans le Doubs de 1973 à 2019 en kg d'azote (N), de phosphore (P ₂ O ₅) et de potasse (K ₂ O) par ha de SAU. D'après UNIFA	141
Figure 100 - Evolution des doses moyennes d'épandage d'engrais de synthèse dans le Doubs de 1973 à 2019 en kg d'azote (N), de phosphore (P ₂ O ₅) et de potasse (K ₂ O) par ha de SAU, en moyenne lissée sur 5 ans. D'après UNIFA et pour une surface constante de 240 000 ha	141
Figure 101 - Quantités d'azote et de phosphore issues des boues de station d'épuration et épandues dans les cantons du Doubs de la zone d'étude NUTRI-Karst en 2019. Source Chambre interdépartementale d'Agriculture Doubs-Territoire de Belfort	147
Figure 102 - Part relative des sources d'azote et de phosphore dans la zone d'étude NUTRI-Karst du Doubs en 2019 ou 2020 pour les bovins, les porcins, les boues de station d'épuration et les engrais de synthèse et en 2010 pour les volailles.....	148
Figure 103 - Flux d'azote moyens (en kgN/ha SAU/an) et bilans d'azote pour le système laitier « herbe-montagne » - données Inosys Réseau d'Elevage, 2009-2013 (Foray et al. 2017)	150
Figure 104 - Répartition en ha (tableau) et en pourcentage (camembert) des grandes catégories de sol dans la zone d'étude NUTRI-Karst du Doubs (selon GRAP 1999)	151
Figure 105 - Répartition en ha (tableau) et en pourcentage (camembert) des grandes catégories de sol dans la zone d'étude NUTRI-Karst du Jura (selon GRAP 1999)	152
Figure 106 - Carte des catégories de sol de la zone d'étude NUTRI-Karst dans le Doubs (selon GRAP, 1999).....	153
Figure 107 - Carte des catégories de sol de la zone d'étude NUTRI-Karst dans le Jura (selon GRAP, 1999).....	154
Figure 108 - Le cycle de l'azote à l'échelle de la parcelle agricole (source UNIFA)	157
Figure 109 - Quatre cas d'étude de la réponse des nitrates suite à un épisode pluvieux : prédominance de (a) mobilisation ; (b) dilution; (c) mobilisation et dilution durant un seul épisode ; (d) mobilisation et dilution durant un épisode multiple (Huebsch et al., 2014).....	160
Figure 110 - Modèle conceptuel d'écoulement de l'eau et du NO ₃ ⁻ dans un système karstique agricole (Husic et al., 2019).....	161
Figure 111 - Différence entre bassins emboîtés et intermédiaires	162
Figure 112 – Carte des apports annuels en tonne de N (en haut) et P (en bas) issus des deux principaux postes : les bovins (à gauche) et les cultures de plein champs (à droite) ;les apports des 2 bassins du Doubs à Goumois et Mathay ne portent que sur la partie française	166
Figure 113 – Carte des rejets annuels en tonne de N (en haut) et P (en bas) issus de l'assainissement non collectif (ANC, à gauche) et collectif (AC, à droite) en considérant un rendement épuratoire nul pour ce dernier cas ;les apports des 2 bassins du Doubs à Goumois et Mathay ne portent que sur la partie française.....	169
Figure 114 – Résultat de l'auto-surveillance des sorties de STEP des fromageries suivies par la FRCL agrégées à l'échelle des sous-bassins (respect du secret statistique avec un minimum de 3 fromageries par sous-bassin versant).....	171
Figure 115 – Relations entre le volume d'eau traitée et les flux de PT en sortie de STEP de fromageries agrégées à l'échelle des sous-bassins (respect du secret statistique avec un minimum de 3 fromageries par sous-bassin versant)	172
Figure 116 – Carte des rejets annuels théoriques en N et P issus de la production laitière ;les apports des 2 bassins du Doubs à Goumois et Mathay ne portent que sur la partie française	174

Figure 117 – Chroniques hydrologiques trimestrielles (Q) et de concentrations journalières en NO ₃ et PO ₄ pour la Loue à Chenecey-Buillon ; l'échelle des PO ₄ varie en dessous et au-dessus du seuil de 1 mg/L.....	176
Figure 118 – Tendances sur l'ensemble des valeurs moyennes de concentrations en NO ₃ à Chenecey-Buillon (à gauche), et tendances avant et après l'année sèche de 2003 (à droite) ; la droite représente la pente de Sen (s).....	177
Figure 119 – Tendances des concentrations en NO ₃ sur la période 1970-2003 (à gauche) et 2004-2020 (à droite)	178
Figure 120 – Flux de N total (à g.) et de N d'origine anthropique (à d.) pour les bassins intermédiaires	179
Figure 121 – Relations entre Flux d'azote et surface du bassin intermédiaire pour le total, la part naturelle (2.5 mg(NO ₃)/L) et la part anthropique des flux	180
Figure 122 – Relations entre exports d'origine anthropique et exports totaux ; le graphique en bas est un zoom du graphique du haut sur les faibles valeurs	180
Figure 123 – Bilan des apports totaux en N (t/an) avec indication des exports (cercle rouge) par sous-bassin ; les apports des 2 bassins du Doubs à Goumois et Mathay ne portent que sur la partie française	183
Figure 124 – Comparaison des apports et exports de N par sous-bassins exprimés en valeurs absolues (en bleu, en haut) et par unité de surface (en orange, en bas) ; les exports totaux et anthropiques sont présentés respectivement à gauche et à droite ; les incertitudes sur l'estimation des flux sont estimées à 10% d'erreur pour les apports, calculées selon la fréquence d'échantillonnage pour les exports. Les droites de couleur grise à rouge en tiretés indiquent les ratios de 0.1 à 1. On notera que sur ces graphiques les apports des 2 bassins du Doubs à Goumois et à Mathay issus de la partie suisse ont été inclus au prorata des surfaces.....	184
Figure 125 – Indice de rétention de l'azote des bassins intermédiaires en fonction de leur débit moyen. On notera que les apports des 2 bassins du Doubs à Goumois et à Mathay issus de la partie suisse ont été inclus au prorata des surfaces de la partie française	185
Figure 126 – Bilan des apports totaux en P (t/an) ; les apports des 2 bassins du Doubs à Goumois et Mathay ne portent que sur la partie française	186
Figure 127 – ACP sur les variables physiographiques, agricoles et de qualité des eaux (variables non actives) agrégées à l'échelle des bassins intermédiaires	187
Figure 128 – Relations entre occupation du sol (exprimée en pourcentage de la surface totale) et la concentration moyenne en sortie de bassin intermédiaire ; les barres d'erreur indiquent une erreur de 5%	188
Figure 129 – Livraisons annuelles de N (à g.) et de P (à d.) en comparaison des teneurs moyennes en NO ₃ et PO ₄ (échelle log) dans la Loue à Chenecey-Buillon ; on notera un changement de réseau de surveillance à compter de 2015 pour NO ₃ et PO ₄ dans les eaux...	189
Figure 130 – Relation entre débit minimal en début de cycle hydrologique et pic de nitrate lors des crues de reprise sur la Loue à Chenecey-Buillon ; avec à gauche un exemple de sélection des points sur le cycle 2003-2004 illustrant que les couples Q et NO ₃ ne sont pas synchrones	190
Figure 131 – Deux exemples de dégradation des données journalières sur la chronique NO ₃ à Chenecey-Buillon (cycle 2003-2004).....	227
Figure 132 – Représentation des fréquences cumulées des classes de concentration en NO ₃ pour le cycle 2003-2004 avec un pas de temps de 14 jours ; la courbe de référence est en rouge	228

Figure 133 – Schéma représentant les années prises en compte sur la Figure 136 (le code couleur est respecté).....	229
Figure 134 – Courbes enveloppes de fréquences cumulées de NO ₃ pour différents pas de temps Δt ; pour deux cycles hydrologiques contrastés en terme de dynamique de NO ₃ (année record en 2003-2004 – à gauche)	230
Figure 135 – Distribution des courbes de dégradation pour 2 pas de temps Δt à 14j (à gauche) et 60j (à droite), pour les concentrations en NO ₃ (en haut) et PO ₄ (en bas); la distribution des courbes est représentée à l'aide de boîtes à moustaches (en bleu) et intervalle de confiance à 90% (traits en magenta) pour les percentiles 25, 50, 75, 90, 95, 98 et 99 (un zoom est réalisé pour les 4 derniers percentiles); la courbe de référence est en rouge et la courbe enveloppe en pointillés noirs	231
Figure 136 – Sous-estimation moyenne des flux en fonction du nombre d'années de la série considérée pour des sous-échantillonnages à 30 et 120 jours (axe des abscisses expliqué Figure 133). Les intervalles de confiance sont représentés par des points pour la limite supérieure et des ronds pour la limite inférieure	232
Figure 137 – Erreur sur les flux annuels créés par la dégradation de la série de référence en NO ₃ . Les boîtes à moustaches indiquent les quartiles et les intervalles de confiance à 90% sont représentés par des traits roses pour la limite supérieure et des ronds roses pour la limite inférieure	233

Liste des tableaux

Tableau 1 – Données temporelles collectées pour l'analyse hydro-climatique 1892-2019.....	31
Tableau 2 – Données temporelles calculées pour l'analyse hydro-climatique 1892-2019.....	32
Tableau 3 – Données temporelles collectées et calculées pour l'analyse hydro-climatique 1970-2018	44
Tableau 4 – Synthèse des tendances observées à l'échelle du massif du Jura sur les variables hydro-climatiques	72
Tableau 5 – Données temporelles pour l'analyse des températures de l'eau	73
Tableau 6 – Données temporelles pour l'analyse de la conductivité électrique de l'eau	87
Tableau 7 – Part des effectifs animaux des principales productions d'élevage du Doubs et du Jura par rapport au cheptel régional (Bourgogne Franche-Comté) en 2010	105
Tableau 8 – Evolution des effectifs bovins sur la zone d'étude NUTRI-Karst entre 2000 et 2020	120
Tableau 9 – Quantités d'azote et de phosphore issues du cheptel bovin sur le Doubs et le Jura	128
Tableau 10 – Productions totales d'azote et de phosphore d'origine porcine pour l'année 2020 dans le Doubs et le Jura.....	134
Tableau 11 – Quantités d'azote et de phosphore issues des élevages de volaille sur la zone d'étude NUTRI-Karst calculées à partir des effectifs de volaille (source RGA)	136
Tableau 12 – Livraisons d'engrais de synthèse exprimés en tonnes d'azote, de phosphore (P ₂ O ₅) et de potasse (K ₂ O) dans le département du Doubs (à gauche) et dans la zone d'étude NUTRI-Karst rattachée au Doubs au prorata des surfaces (à droite).....	140

Tableau 13 – Données spatiales collectées	161
Tableau 14 – Données temporelles pour l'analyse des apports en nutriments	162
Tableau 15 – Données temporelles pour l'analyse des exports en nutriments	163
Tableau 16 – Liste des bassins retenus pour les calculs de flux en azote	164
Tableau 17 – Bilan des apports en N et P issus de l'agriculture à l'échelle des bassins intermédiaires ; les bassins sont classés de haut en bas par ordre de taille ; on notera que les bilans des 2 bassins du Doubs à Goumois et Mathay ne portent que sur la partie française qui représente 74% de chacun des bassins.....	165
Tableau 18 – Extrait du tableau de détermination du niveau forfaitaire de pollution théorique produite selon l'arrêté du 21 décembre 2007 relatif aux modalités d'établissement des redevances pour pollution de l'eau et pour modernisation des réseaux de collecte	170
Tableau 19 - Moyennes des résultats de l'auto-surveillance des sorties de STEP des fromageries suivies par la FRCL et en auto-surveillance agrégées à l'échelle des sous-bassins (respect du secret statistique avec un minimum de 3 fromageries par sous-bassin versant)	173
Tableau 20 – Bilan des grands postes d'apports en N (jaune) et P (bleu) ; Agriculture regroupe les apports bovins, porcins, volaille et cultures ; Assainissement regroupe les apports ANC, AC et boues ; Lait regroupe les rejets issus de la transformation fromagère (sans compter les fromageries raccordées prises en compte dans la colonne Assainissement) ; on notera que les bilans des 2 bassins du Doubs à Goumois et Mathay ne portent que sur la partie française qui représente 74% de chacun des bassins.....	175
Tableau 21 – Matrice de corrélation (Pearson (n)) sur les variables de l'ACP de la Figure 127 ; les variables en noir et bleu sont respectivement les variables explicatives (actives) et additionnelles ; les valeurs en gras sont différentes de 0 avec un niveau de probabilité à 5%	188
Tableau 22 – Données de débit Q et pic en NO ₃ observées et calculées à la station de Chenecey-Buillon sur la Loue ; les valeurs calculées sur chacune des deux séries 2003-2011 et 2012-2022 le sont à partir de la relation établie sur l'autre série, cf équation sur le graphique de droite ...	191

Liste des annexes

Annexe 1 Données agricoles complémentaires	207
Annexe 2 Estimation des erreurs sur les concentration moyennes et les flux en N-NO ₃ en fonction du pas de temps d'échantillonnage (extrait du rapport Charlier et al., 2018 – BRGM/RP-68315-FR).....	225

1. Introduction

1.1 PROBLEMATIQUE ET ENJEUX

La dégradation de la qualité des eaux des rivières comtoises observée depuis plusieurs décennies s'est récemment traduite par des épisodes de mortalités piscicoles affectant les rivières – pourtant réputées halieutiques - de la Loue et du Doubs frontalier en 2010, ainsi que d'autres rivières comme le Dessoubre, l'Ain ou la Bienne (Conseil scientifique du comité de bassin Rhône-Méditerranée, 2012 ; Villeneuve et al., 2012 ; Vindimian, 2015). Cette dégradation se manifeste de manière chronique par des augmentations récurrentes de la minéralisation et de la température de l'eau (Mudry et al., 2015 ; Jeannin et al., 2016) et d'une eutrophisation (excès en nutriments) marquée pour certains cours d'eau, accompagnée de proliférations algales (Villeneuve et al., 2012). Si la problématique semble globalement toucher l'ensemble du territoire des rivières comtoises, couvrant la moitié nord du massif du Jura, il existe une disparité sur les impacts entre bassins versants ainsi que le long du linéaire d'un même cours d'eau.

Bien que la pression anthropique en termes de population et d'activité agricole intensive y soit relativement modérée comparée à d'autres territoires français, le niveau de dégradation des rivières Comtoises semble être aggravé par le caractère vulnérable des paysages karstiques du massif du Jura. Par ailleurs, des travaux récents montrent que les forçages climatiques pourraient affecter de manière non négligeable la ressource en eau en Franche-Comté (Caballero et al., 2016). Il est alors important de tenir compte des effets de ces deux composantes anthropique et climatique du changement global car elles interagissent en synergie à l'échelle d'un territoire (US Global Change Research Act, 1990).

Ainsi, réduire l'exposition des populations et plus généralement de l'environnement aux pollutions diffuses nécessite de tenir compte des effets du changement global au-delà de l'influence directe des activités anthropiques. Cela passe par une meilleure connaissance notamment des relations entre variables hydro-climatiques, anthropiques, physico-chimiques depuis les dernières décennies. Les références internationales concernant le devenir des polluants dans l'environnement et plus généralement de l'impact du changement global sur la qualité des eaux sont très mal renseignées pour les milieux karstiques, ce qui donne peu de visibilité sur l'impact environnemental des activités humaines dans les bassins des rivières comtoises.

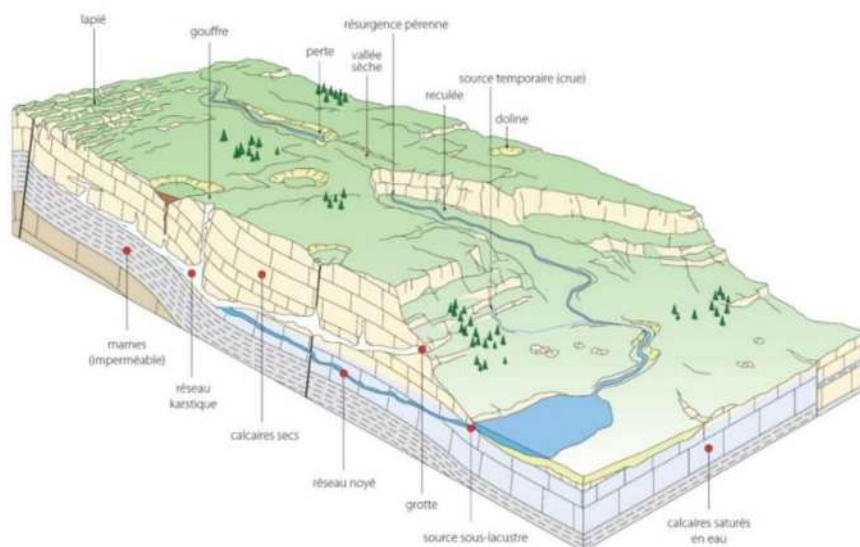


Figure 1 - Schéma hydrogéomorphologique des bassins karstiques du massif du Jura (Bichet et Campy, 2008)

Les rivières comtoises ont la particularité d'être alimentées principalement par les sources karstiques qui drainent les plateaux du massif du Jura (Figure 1). Elles sont caractérisées dans le même temps par des zones de pertes qui participent à la recharge des aquifères sous-jacent. Ces échanges Karst-Rivière rendent complexe la compréhension des processus de transferts à l'échelle du bassin (Dörfliger et al., 2004 ; Charlier et al., 2014). En effet, les aquifères karstiques sont des hydrosystèmes fortement hétérogènes caractérisés à la fois par des modalités de transferts rapides dans les réseaux de drain (de seulement quelques heures entre les zones d'infiltration préférentielles et l'exutoire) et de transferts plus lents au sein du massif fissuré. Par ailleurs, les propriétés hydrodynamiques de ces aquifères karstiques peuvent limiter fortement les processus de rétention, d'auto-épuration ou de dégradation des polluants infiltrés dans le milieu souterrain. Il en découle des relations souvent peu explicites entre pressions anthropiques et conséquences environnementales.

1.1. OBJECTIFS DE LA TACHE 1 DU PROJET NUTRI-KARST

L'ensemble des études scientifiques qui ont été réalisées suite aux épisodes de mortalités piscicoles dans la Loue a mis en évidence une origine multifactorielle des causes des dysfonctionnements des cours d'eau (Villeneuve et al., 2012, Conseil Scientifique du Comité de Bassin Rhône Méditerranée, 2012, Vindimian 2016, Degiorgi et al 2020). L'eutrophisation - un des processus majeurs de leurs dysfonctionnements – se développe malgré des efforts entrepris pour limiter les apports en nutriments. C'est dans ce cadre que s'inscrit le projet de recherche NUTRI-Karst (2019-2024). Son objectif scientifique est de mieux comprendre l'impact des activités anthropiques d'origine agricole ou domestique sur le devenir des nutriments dans les eaux. NUTRI-Karst s'articule autour de 4 Tâches principales :

- Tâche 1 : Réponses des agro-hydro-systèmes du massif du Jura face au changement climatique et aux activités anthropiques ;
- Tâche 2 : Caractérisation hydrogéologique, des interactions surface/souterrain et délimitation des zones contributives au débit des rivières à l'échelle des systèmes karstiques et du bassin ;
- Tâche 3 : Transferts de nutriments d'origine agricole aux différentes échelles du sol, de la source karstique et du bassin de la Loue ;
- Tâche 4 : Porter à connaissance pour construire une vision partagée des causes de la perturbation des rivières comtoises.

Ce rapport présente les résultats de la première Tâche du projet NUTRI-Karst. Elle porte sur l'évaluation des effets du changement climatique et des activités anthropiques sur la qualité des eaux des rivières comtoises à l'échelle du massif du Jura, par une caractérisation des évolutions sur les dernières décennies des différentes variables environnementales (hydro-climatiques, agricoles, hydrologiques et physico-chimiques) et une analyse des relations qui existent entre elles.

En travaillant sur les relations à long terme entre climat / occupation du sol / pratiques agricoles et la ressource en eau (d'un point de vue quantité et qualité) sur les bassins du massif du Jura, il convient de donner un éclairage sur les effets combinés du changement climatique et des activités anthropiques sur l'évolution de la ressource en eau des bassins comtois. A partir des données historiques disponibles, plusieurs questions peuvent être formulées :

- Quelles sont les évolutions des variables hydro-climatiques liées au gradient altitudinal ? des variables hydrologiques qui renseignent sur la ressource disponible ? des variables physico-chimiques qui reflètent l'évolution de la qualité des eaux (minéralisation, réchauffement des eaux, excès en nutriments) ?

- Y a-t-il eu une évolution significative depuis plusieurs décennies de l'occupation du sol à l'échelle du massif du Jura, une évolution des pratiques agricoles (rejets issus de l'élevage, de la fertilisation minérale), susceptibles de faire varier la qualité des eaux ?
- Quels sont les impacts des activités anthropiques sur l'évolution de la qualité des eaux souterraines et de surface ? Quel rôle joue le réchauffement climatique en interaction avec ces évolutions ?

Des analyses statistiques de tendance et de traitement du signal ont été réalisées afin de caractériser la variabilité spatiale et temporelle à large échelle, c'est-à-dire à l'échelle du massif du Jura et sur les dernières décennies (évolutions pluri-annuelles depuis les années 1970).

Le rapport est organisé par chapitre qui synthétisent les résultats par type de variable analysée : données hydro-climatiques, température de l'eau, minéralisation, données agricoles, nutriments. Une synthèse courte est proposée à la fin de chaque chapitre afin de simplifier la lecture du document. Une synthèse générale est fournie à la fin du document pour en résumer les principaux résultats et proposer des pistes de réflexion quant à l'adaptation des territoires pour limiter la dégradation des rivières, et notamment les transferts de nutriments dans les eaux.

2. Zone d'étude, données et méthodes

2.1. GENERALITES SUR LE MASSIF DU JURA

2.1.1. Géologie

Le massif du Jura à l'Est de la France est une ceinture de chevauchement liée à l'orogénèse alpine lui donnant une forme de croissant du Sud du Fossé Rhénan jusqu'aux Alpes françaises. Il s'étend sur plus de 300 km avec une orientation Nord-Est - Sud-Ouest et peut atteindre 65 km de large dans sa zone centrale. Le massif du Jura se découpe en 3 grandes zones structurales principales (Bichet & Campy, 2008 - Figure 2) : i) les avant-monts, ii) les zones de plateaux où les formations sont globalement tabulaires et compartimentées par les faisceaux qui sont des zones de déformation étroites et allongées, et iii) la Haute-Chaîne ou Jura plissé où le relief est plus marqué en altitude.

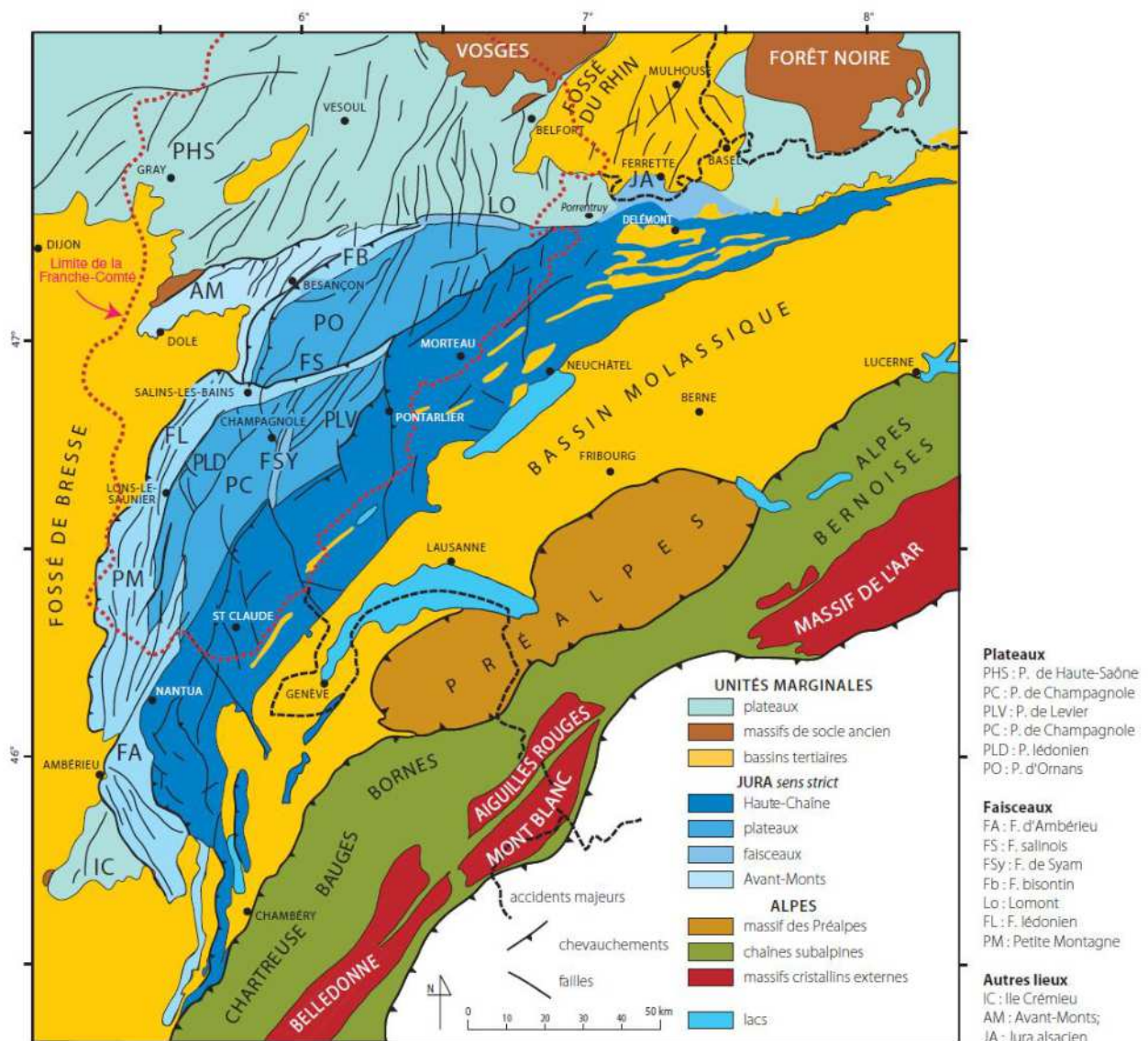


Figure 2 - Carte structurale du massif du Jura (Bichet et Campy, 2008)

La géologie du massif du Jura se caractérise essentiellement par les formations jurassiques (en bleu sur la Figure 3) entre un substratum triasique (en violet) et des affleurements Crétacé (en vert) en altitude sur la haute-chaîne.

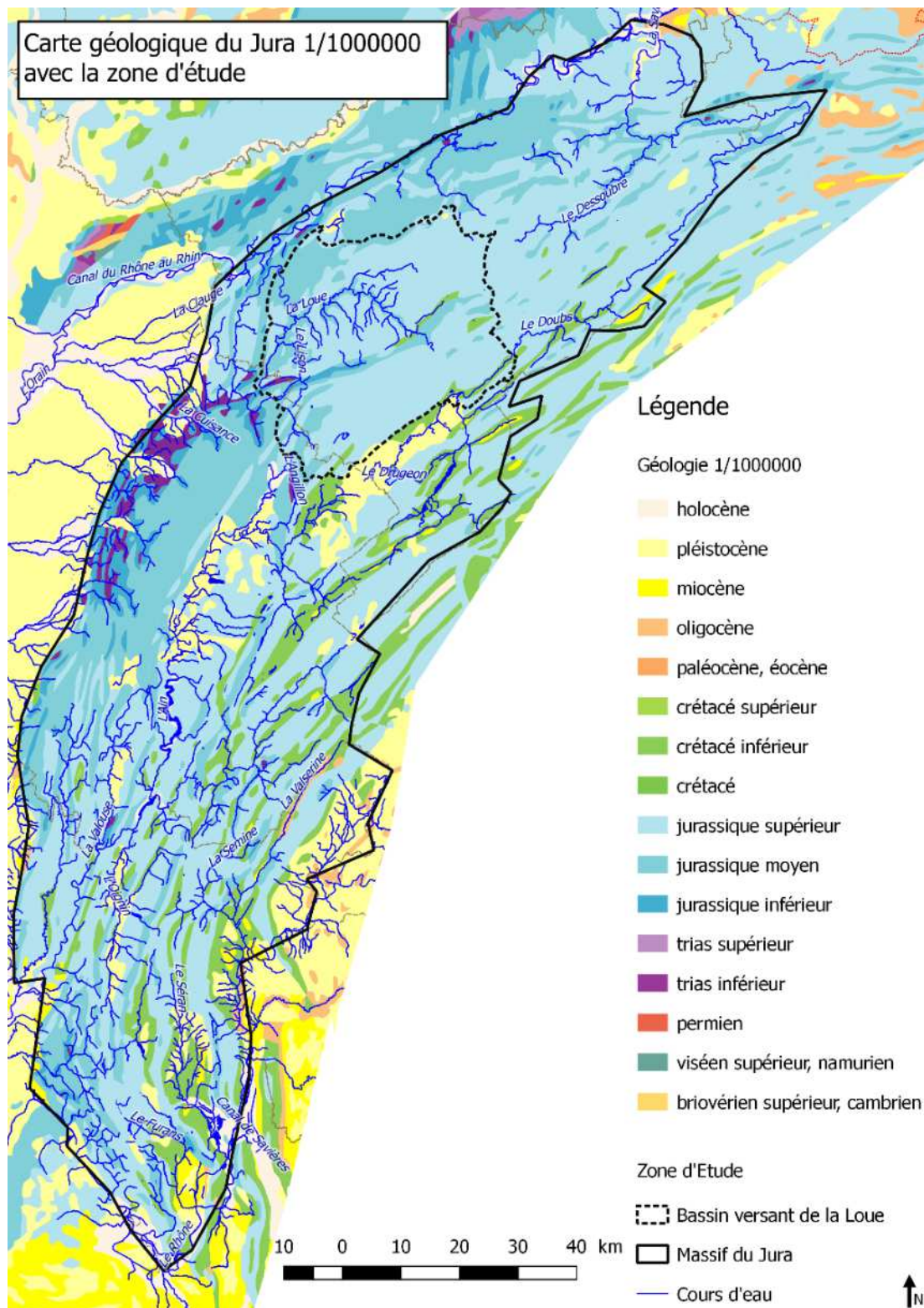


Figure 3 - Carte géologique du massif du Jura au 1/1 000 000 (BRGM)

2.1.2. Occupation du sol

L'occupation du sol (Figure 4) se caractérise par :

- la forte présence du couvert forestier (en vert). Celui-ci est prédominant sur la moitié Sud du massif sur les plateaux et la haute-chaîne du Jura et l'Ain
- l'importance de prairies permanentes pour l'élevage bovin - principalement destiné à la production de fromages à haute valeur ajoutée sous Appellation d'Origine Protégée (Comté, Morbier, Mont d'Or) – sur les plateaux et la haute-chaîne. Une plus forte concentration au détriment de la forêt s'observe sur le département du Doubs.
- L'importance des prairies temporaires et des cultures de plein champs (céréales) sur la bordure Ouest (premier plateau et Avant-Monts) au détriment des prairies permanentes
- La présence localisée de zones urbanisées de relativement faible extension, comme les villes et bourgs de Besançon, Pontarlier, Champagnole, Lons le Saunier, St Claude...

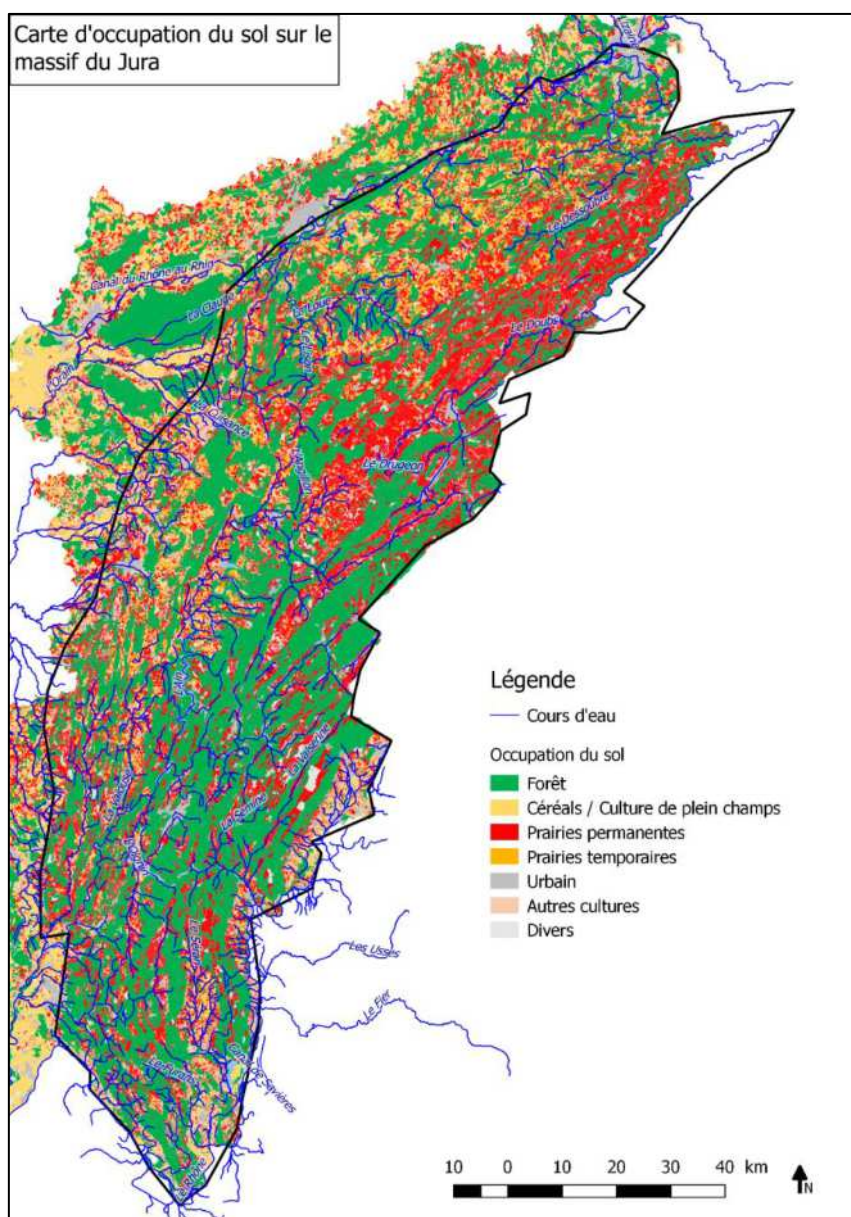


Figure 4 - Carte d'occupation du sol sur le massif du Jura

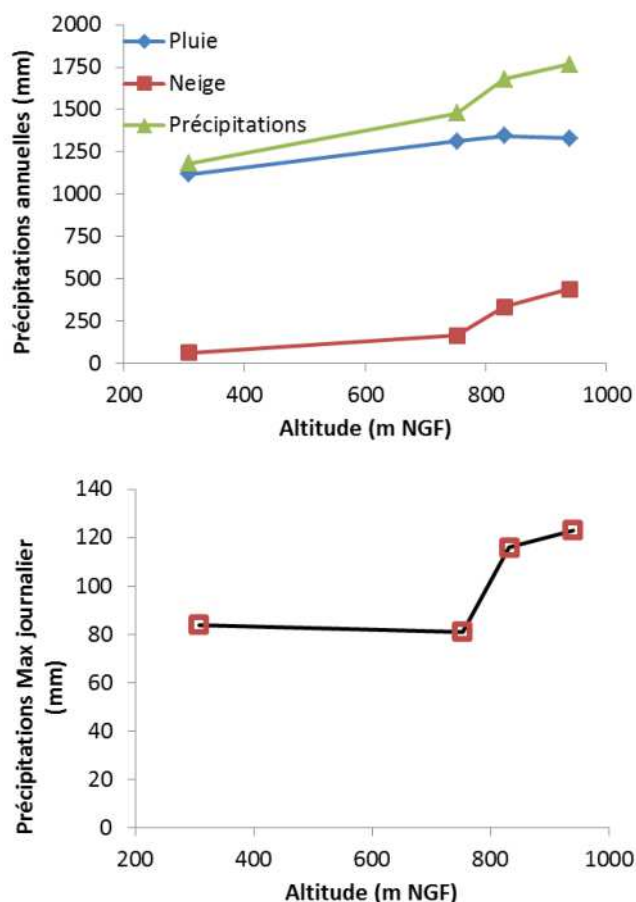


Figure 6 - Synthèse des précipitations annuelles et des maxima journaliers sur le Doubs le long du gradient d'altitude entre Besançon (307 m NGF), Epenoy (752 m NGF), Pontarlier (831 m NGF) et Mouthe (939 m NGF) ; d'après Charlier et al. (2014)

2.1.4. Hydrologie – Hydrogéologie

Les principales formations aquifères et aquicludes sont formalisées sur le log géologique type du massif du Jura (Chauve, 2006) reproduit sur la Figure 7. La localisation des sources les plus importantes du bassin du Doubs sur le log (Charlier et al., 2014) indique que les principaux aquifères sont localisés dans les deux grandes séries carbonatées du Malm et du Dogger, séparées par les marnes oxfordiennes.

Les systèmes karstiques développés dans les deux séries aquifères du Malm et du Dogger donnent lieu à des systèmes superposés sur les plateaux. Ceux-ci sont par exemple drainés successivement par la haute vallée de la Loue en amont d'Ornans, puis par la vallée basse et sur le Lison à l'aval où les cours d'eau ont incisé le Jurassique moyen. L'analyse structurale du secteur montre que les circulations souterraines sont en lien avec la déformation des structures plissées (faisceaux et haute-chaîne), et notamment avec les zones d'abaissement d'axe des plis synclinaux (Chauve et al., 1986). Le drainage se fait vers les zones structurellement les plus basses et qui sont entaillées transversalement par les gorges. Au niveau des plateaux, les émergences se situent sur les points bas des structures faillées avec des directions d'écoulement dans le sens des abaissements des compartiments.

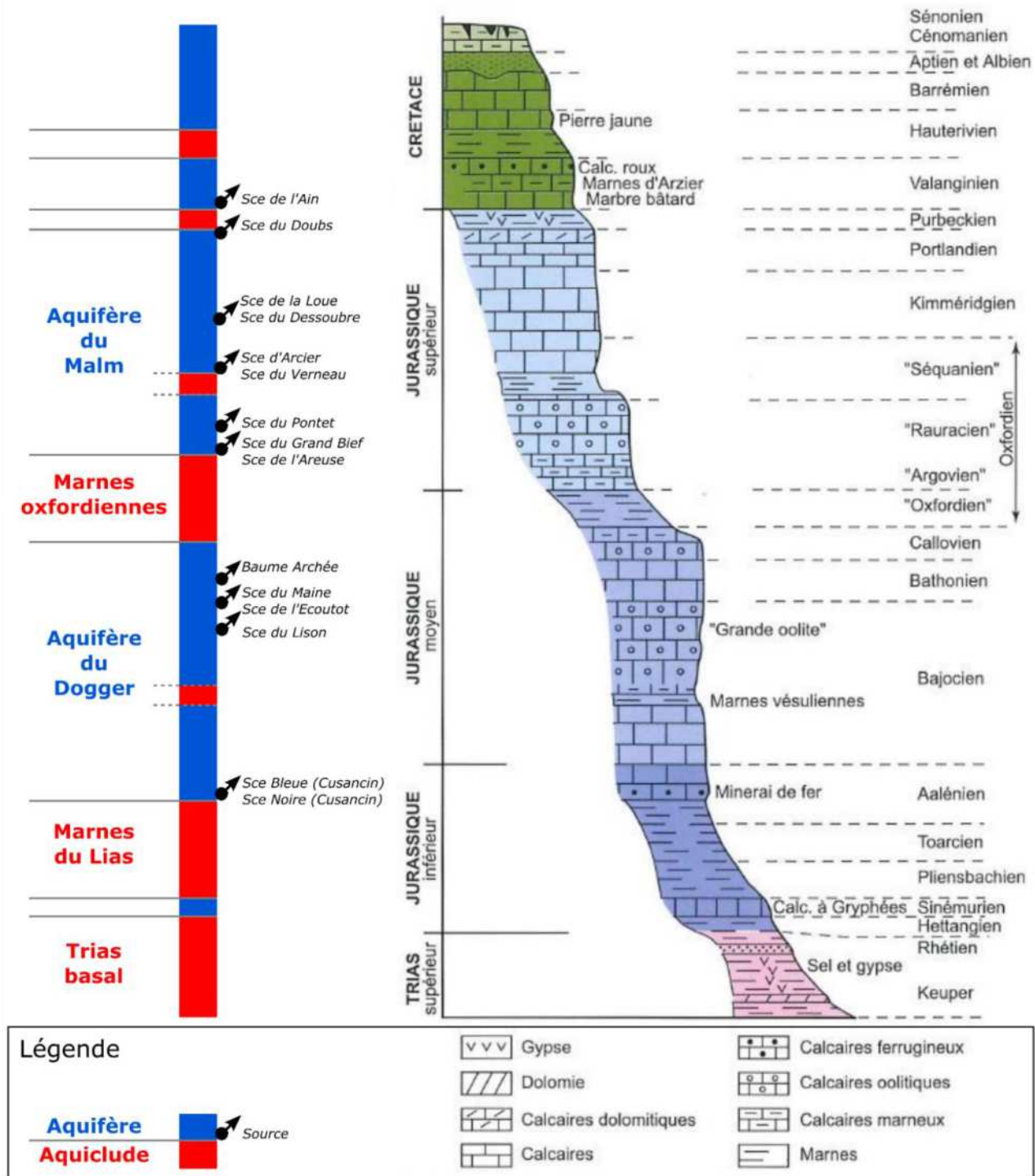


Figure 7 - Log géologique du massif du Jura (Chauve, 2006) et localisation des principaux aquifères et aquicludes du bassin Loue-Lison

2.2. METHODES D'ANALYSE DE LA VARIABILITE TEMPORELLE SUR LE LONG TERME

2.2.1. Test de tendance non paramétrique (Mann-Kendall)

L'analyse des tendances monotones a été réalisée à partir du test non paramétrique de Mann-Kendall qui est appliqué sur des séries de données sans faire d'hypothèse préalable sur le type de loi de distribution (les données hydrologiques ne suivent pas la loi normale en général). Le test de Mann-Kendall est associé au calcul de la pente de Sen afin de comparer les tendances de différentes variables.

L'hypothèse H_0 testée est l'absence de tendance. La statistique calculée est définie comme suit :

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{sgn} [(y_j - y_i)(x_j - x_i)] \quad \text{Eq. 1}$$

où la fonction sgn est définie par : $\text{sgn}(X) = 1$ pour $X > 0$; $\text{sgn}(X) = 0$ pour $X = 0$; et $\text{sgn}(X) = -1$ pour $X < 0$

La pente de Sen d'un ensemble de points bidimensionnels (x_i, y_i) et (x_j, y_j) est la médiane des pentes $(y_j - y_i) / (x_j - x_i)$ déterminées par toutes les paires de points (Gilbert, 1987).

2.2.2. Analyse en ondelette

a) Généralité sur l'étude des hydrosystèmes par l'analyse en ondelettes

Pour étudier et comprendre les variations d'une chronique de données, il est intéressant de disposer d'outils permettant de décrire de manière simultanée, les informations temporelles et fréquentielles contenues dans le signal mesuré (localisation temps-fréquence). L'analyse en ondelettes est une approche de traitement du signal qui permet de décomposer un signal en fréquences en conservant une localisation spatiale ou temporelle (voir les revues de Kumar & Foufoula-Georgiou, 1997 ; Torrence & Compo, 1998) sur l'utilisation des ondelettes en géosciences). La transformée en ondelette a la capacité de changer la taille de la fenêtre d'investigation à différentes résolutions temps-fréquence, et permet donc une analyse multi-échelle. L'analyse en ondelette est utilisée pour mettre en évidence la non-stationnarité des phénomènes périodiques quand ils existent.

Récemment ces approches ont été mises en œuvre par le BRGM pour étudier l'évolution temporelle des pressions anthropique (pompage) et climatique sur la ressource en eau d'un système karstique exploité par gestion active (Charlier *et al.*, 2015). Elle est utilisée dans le cadre de cette étude pour mettre en évidence la non-stationnarité des phénomènes et décomposer les variables hydrologiques.

b) La transformée en ondelettes continue

La transformée en ondelette continue WT utilise des translations et des dilatations de la fonction ondelette mère sur tout l'intervalle de temps de manière continue. Ainsi par ses propriétés de dilatation-contraction et de translation, la WT est caractérisée dans le plan temps-échelle (ou temps-fréquence) par une fenêtre dont la largeur diminue lorsqu'on se focalise sur les structures de petite échelle (haute fréquence) ou s'élargit lorsqu'on s'intéresse au comportement à grande échelle (basse fréquence).

A titre de résumé et d'illustration, nous reprenons la présentation faite par Labat *et al.* (2000), qui proposent une comparaison des représentations temporelle, fréquentielle et temps-échelle par ondelettes de deux signaux synthétiques (Figure 8). Le premier signal (a) est la superposition de deux fréquences sur l'ensemble du domaine temporel étudié ; le second signal (d) comprend une unique haute fréquence sur la première moitié du domaine temporel et une unique basse fréquence sur la seconde moitié. La figure illustre l'incapacité de la Transformée de Fourier FT (Figure 8b et e) à caractériser la temporalité des signaux évoluant dans l'espace. Développant le signal sur une base dont les propriétés temps-fréquence sont adaptées à la structure locale du signal, les ondelettes sont capables d'évaluer le contenu fréquentiel du signal en fonction du temps (Figure 8c et f).

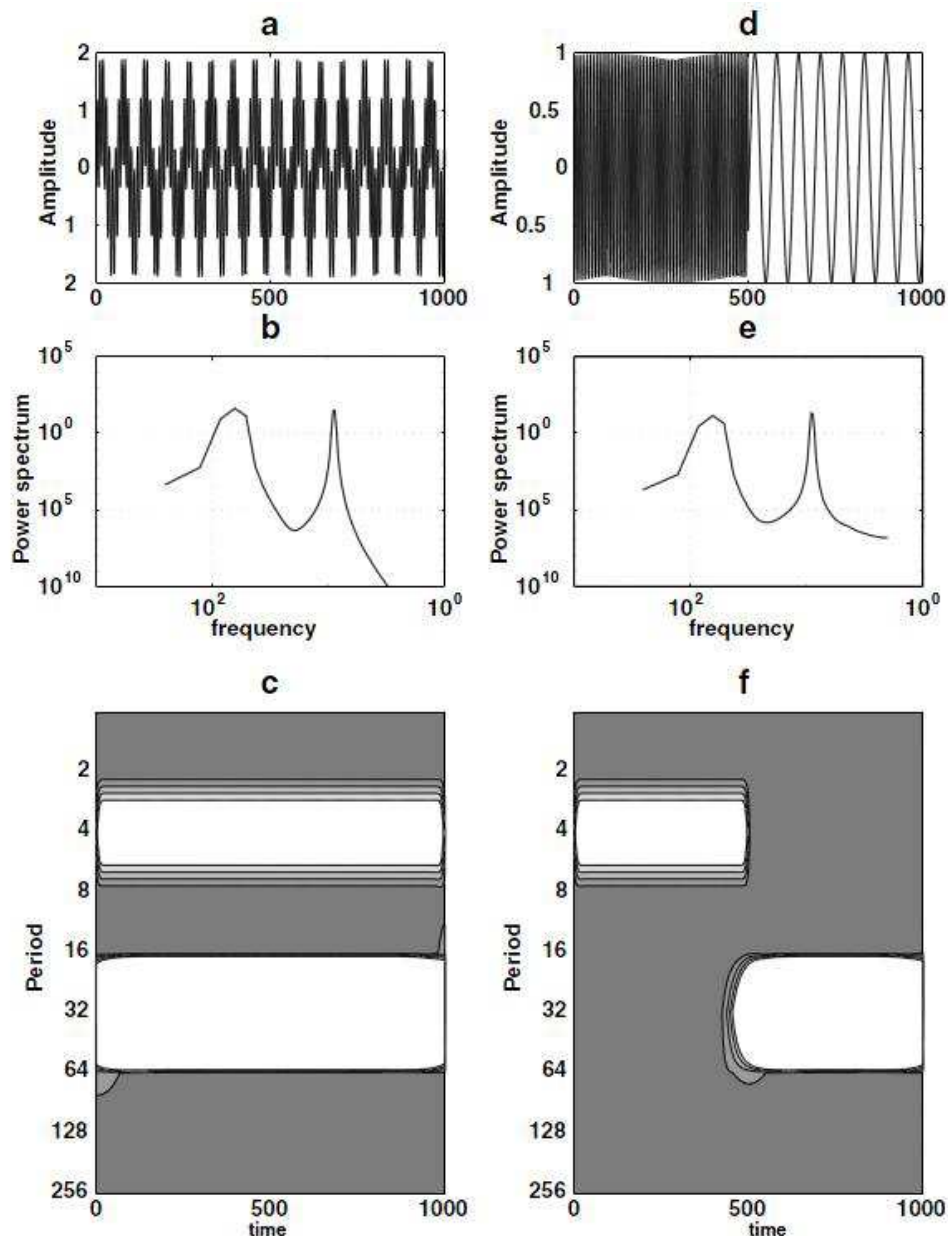


Figure 8 - Signaux composés de deux fréquences principales se chevauchant sur tout l'intervalle (a), et non recouvertes (d) ; Spectre de Fourier semblable pour les deux signaux (b) et (e) ; Spectres en ondelettes de Morlet (c) et (f) qui affichent la localisation temps-fréquence (source : Labat *et al.*, 2000)

Le scalogramme simple (WT) est un spectre en ondelettes continues, par analogie avec l'analyse spectrale simple. Il fournit une représentation des caractéristiques d'une série dans le plan temps-fréquence et met donc en évidence la variabilité temporelle des structures périodiques.

Le scalogramme croisé (XWT) est un spectre en ondelettes continues, par analogie avec l'analyse spectrale croisée. Il fournit une représentation des interactions entre deux séries qui est particulièrement utile pour caractériser les interactions entre deux signaux non stationnaires. Cependant, d'après Maraun et Kurths (2004), la cohérence entre deux signaux uniquement basée sur le scalogramme croisé est un artefact. Il est recommandé d'utiliser le **spectre de cohérence en ondelettes (WTC)** pour interpréter les interrelations entre deux séries lorsque la cohérence est proche de 1.

Les analyses en ondelette continues ont été réalisées à l'aide de fonctions MATLAB © développées par Torrence et Compo (1998) et Grinsted *et al.* (2004).

c) Décomposition du signal par analyse multirésolution

L'analyse multi-résolution est un outil qui permet de décomposer un signal à plusieurs échelles (résolutions). La méthode permet d'isoler des phénomènes périodiques ou d'utiliser un filtre passe-bande pour retirer les fréquences recherchées : en ciblant les hautes fréquences (bruit sur la mesure, pertes de charges quadratiques liées aux pompes, influence de la marée, etc.), ou en gommant les basses fréquences (dérives, tendances à longs termes, etc.). Le filtrage multi-résolution a été réalisé à l'aide de fonctions MATLAB © développées par Torrence et Compo (1998) et WAVELAB850¹.

L'analyse multi-résolution est utilisée pour décomposer un signal en approximations et détails successifs en augmentant la fenêtre de résolution. Dans cette étude, une analyse multi-résolution utilisant l'ondelette "Daubechies-20" a été utilisée.

Dans le but d'implémenter la transformée en ondelette sur des données discrètes, la transformée en ondelette discrète (DWT) peut être utilisée pour discrétiser respectivement les paramètres d'échelle et de location j and k . La DWT d'une série $x(t)$ est donnée par l'équation suivante :

$$W_x(\tau_0, a_0) = \sum_{-\infty}^{+\infty} x(t) \Psi_{\tau_0, a_0}^*(t) dt \quad \text{Eq. 2}$$

$$\text{où } \Psi_{\tau_0, a_0} = \frac{1}{\sqrt{a_0^j}} \Psi\left(\frac{t - k a_0^j \tau_0}{a_0^j}\right) \quad \text{Eq. 3}$$

avec a_0^j étant le paramètre d'échelle, τ_0 le paramètre de translation, k et j entiers. Ψ_{τ_0, a_0}^* correspond à la conjuguée complexe de Ψ_{τ_0, a_0} .

En choisissant des valeurs particulières de a_0 et τ_0 , dans l'équation 1, à savoir $a_0 = 2$ et $\tau_0 = 1$, correspond au cas dyadique utilisé en multi-résolution. L'objectif est de réduire/accroître la résolution par un facteur 2 entre deux échelles. Ainsi, l'approximation du signal discret $x(t)$ à la résolution j , notée A_x^j et le détail de $x(t)$ à la résolution j , noté D_x^j , sont définis ainsi :

$$A_x^j(t) = \sum_{k=-\infty}^{+\infty} C_{j,k} \Psi_{j,k}(t) \quad \text{Eq. 4}$$

¹ http://www-stat.stanford.edu/~wavelab/Wavelab_850/index_wavelab850.html

$$D_x^j(t) = \sum_{k=-\infty}^{+\infty} D_{j,k} \Phi_{j,k}(t) \quad \text{Eq. 5}$$

où $\Phi_{j,k}(t)$ est la fonction d'échelle, qui est déterminée avec $\Psi_{j,k}(t)$ lorsqu'une ondelette est sélectionnée. $C_{j,k}$ est le coefficient d'échelle donnant les valeurs de la composante de $x(t)$ à la résolution j et la localisation k . Il est calculé à partir de $\Phi_{j,k}(t)$, de manière similaire au coefficient d'ondelette $D_{j,k}$ à partir de $\Psi_{j,k}(t)$ (voir Kumar and Fofoula-Georgiou (1997) pour un détail des expressions mathématiques).

Le signal $x(t)$ peut être reconstruit à partir des composantes d'approximation et de détail comme suit :

$$x(t) = A_x^j(t) + \sum_{j=1}^J D_x^j(t) \quad \text{Eq. 6}$$

où J est le niveau de résolution le plus élevé. Puisque la multi-résolution garantit que toute la variance est bien capturée pour un nombre limité de niveaux de résolution, l'analyse de la distribution de l'énergie à travers les échelles temporelles d'une série chronologique fournit une bonne idée de la distribution de l'énergie à travers les fréquences.

3. Variables hydro-climatiques sur la période 1892-2019

De manière assez exceptionnelle, il est possible de reconstituer près de 130 années de chronique hydro-climatique au pas de temps journalier sur le massif du Jura ; avec des données climatiques à la station de Besançon et des données de débits à la station du Doubs aux Brenets à partir des hauteurs d'eau à la retenue de Chaillexon sur le Doubs franco-suisse. Il est ainsi possible d'étudier les variations de grande longueur d'onde des signaux hydro-climatiques depuis la fin du XIX^{ème} siècle. Plusieurs questions se posent alors :

- Quelles sont les tendances sur le long terme (> 10 - 50 ans) ?
- Est-il possible d'identifier des périodes particulières au cours desquelles les signaux sont non-stationnaires et co-varient ?
- A partir de ce recul sur 130 années, comment se positionnent les évolutions plus récentes (1970-2020), correspondant à la période où l'acquisition de données environnementales s'est généralisée ?

L'objectif de ce chapitre est de caractériser la non-stationnarité des signaux hydro-climatiques à l'aide de l'analyse en ondelettes, qui est une approche pertinente pour caractériser les tendances non monotones et localiser les phénomènes périodiques aux différentes échelles à court et long termes.

3.1. DONNEES

3.1.1. Données disponibles

Les données disponibles sont présentées dans le Tableau suivant.

Variable	Symbole	Définition et source de la donnée	Pas de temps	Longueur de la série
Indice climatique Oscillation Nord-Atlantique (NAO)	NAO	L'indice NAO est basé sur la différence de pression atmosphérique entre les Açores et l'Islande, située dans l'océan Atlantique, et a un impact important sur le climat de l'Europe de l'ouest notamment; https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/hurrell-north-atlantic-oscillation-nao-index-station-based	Mensuel	1865-2020
Température de l'air minimale à Besançon	T _N	Météo France	journalier	1884-2020
Température de l'air maximale à Besançon	T _X			
Précipitations à Besançon	P			
Débit du Doubs aux Brenets (lac de Chaillexon)	Q	Hauteur d'eau mesurée au lac de Chaillexon, avec courbe de tarage issue d'une analyse de la DREAL (Le Barbu, 2020)	journalier	1892-2019

Tableau 1 – Données temporelles collectées pour l'analyse hydro-climatique 1892-2019

Variable	Symbole	Définition et calcul	Pas de temps	Longueur de la série
Température de l'air moyenne à Besançon	T_M	$T_M = (T_N + T_X) / 2$	journalier	1884-2020
Neige théorique à Besançon	Snow	$Snow = \begin{cases} P & \text{si } T_M < \text{seuil} \\ 0 & \text{si } T_M \geq \text{seuil} \end{cases}$ avec 3 options de seuil à -2, 0, et +2°C	journalier	1884-2020
Pluie efficace à Besançon	Peff	Peff est la part des précipitations qui participe aux écoulements (par ruissellement ou infiltration) ; Calcul réalisé à l'aide du logiciel ESPERE (Brgm – cf Lanini et al., 2020) à partir des données SAFRAN de T_A , P , et ETP selon 3 méthodes de bilan hydrique du sol : Thornthwaite (1948), Dingman (2002) et Edijatno et al. (1999). La moyenne de ces 3 méthodes est utilisée dans l'analyse	mensuel	1884-2020
Standard Precipitation Index à Besançon (indice de sécheresse)	SPI	Sur la base d'une série de précipitations mensuelles, le calcul du SPI implique l'ajustement d'une fonction de densité de probabilité gamma à une distribution de fréquence donnée des précipitations totales (McKee et al. 1993). Le SPI-6 mois a été calculé pour tenir compte de la saisonnalité. Calcul réalisé à l'aide de la Standardized Drought Analysis Toolbox (SDAT – Hao et al., 2014)	mensuel	1884-2020

Tableau 2 – Données temporelles calculées pour l'analyse hydro-climatique 1892-2019

3.1.2. Comparaison des données climatiques entre Besançon et le Haut-Doubs

La question de la représentativité des données climatiques à la station de Besançon (307 m NGF) afin d'être croisées avec les données hydrologiques du Haut-Doubs où se situe le Doubs à Chaillexon (750 m NGF) se pose.

En préambule, la première question de la cohérence d'une estimation des précipitations neigeuses 'Snow' à partir des précipitations totales et la température se pose également. Pour y répondre, la hauteur de neige fraîche tombée en 24h HNEIGE² est comparée à l'estimation Snow à Besançon calculée pour 3 seuils de température à -2, 0, et +2°C en dessous desquels les précipitations sont considérées comme solides. La comparaison à un pas de temps mensuel pour ces 3 seuils calculés à un pas de temps journalier est donnée en Figure 9. On observe des corrélations relativement bonnes ($R^2 > 0.6$) entre HNEIGE Besançon et Snow à Besançon indiquant une assez bonne cohérence entre les 2 variables pour les seuils à 0 et +2°C (Figure 9 à g.). Comme attendu, la corrélation est moins bonne entre HNEIGE Mouthe et Snow à Besançon du fait de l'écart d'altitude. Cependant, avec un $R^2 = 0.47$ (Figure 9 à d.), le seuil de +2°C semble un seuil acceptable pour illustrer la variabilité des précipitations neigeuses sur le Haut-Doubs à partir des données à Besançon (situé à plus basse altitude).

La Figure 10 présente une comparaison des chroniques de température de l'air T_A (en haut) et précipitations P (en bas) de 3 stations du Haut-Doubs (Labergement-Ste-Marie, Mouthe et Pontarlier) avec la station de Besançon sur la période 1943-2020 pour des données mensuelles (à gauche) et annuelles (à droite). La linéarité des relations indique pour T_A et P indique que les variations sont synchrones entre les 2 variables.

² HNEIGE est le paramètre hauteur de neige fraîche mesurée le matin entre 7 et 8 heures. C'est la quantité de neige fraîche tombée en 24 heures ; l'inconvénient est qu'une chute de neige un jour J qui fond en journée ou dans la nuit suivante n'est pas comptabilisée.

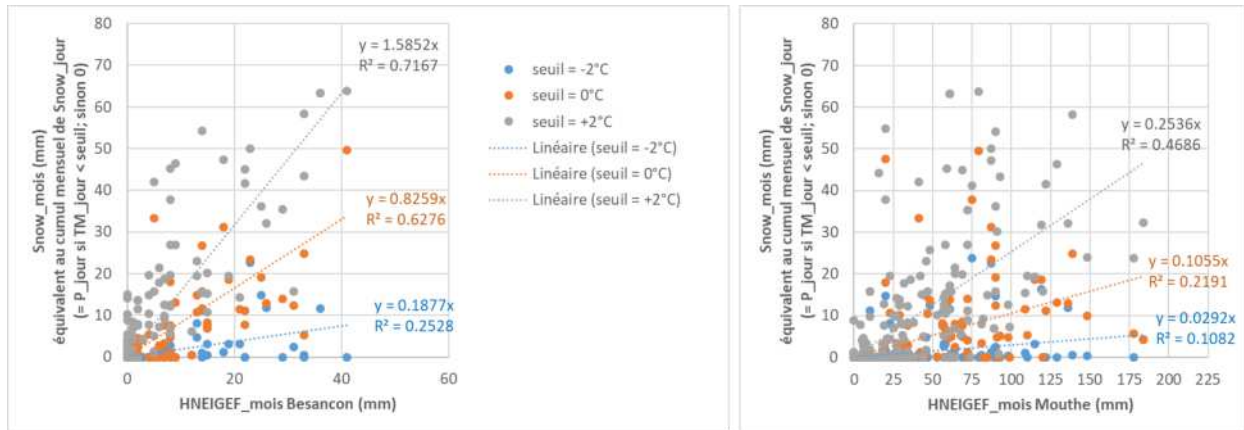


Figure 9 – Comparaison des données mensuelles de Hauteur de neige fraîche en 24h HNEIGE_mois et de l'estimation des précipitations neigeuses 'Snow_mois' à Besançon (à gauche) et à Mouthe (à droite)

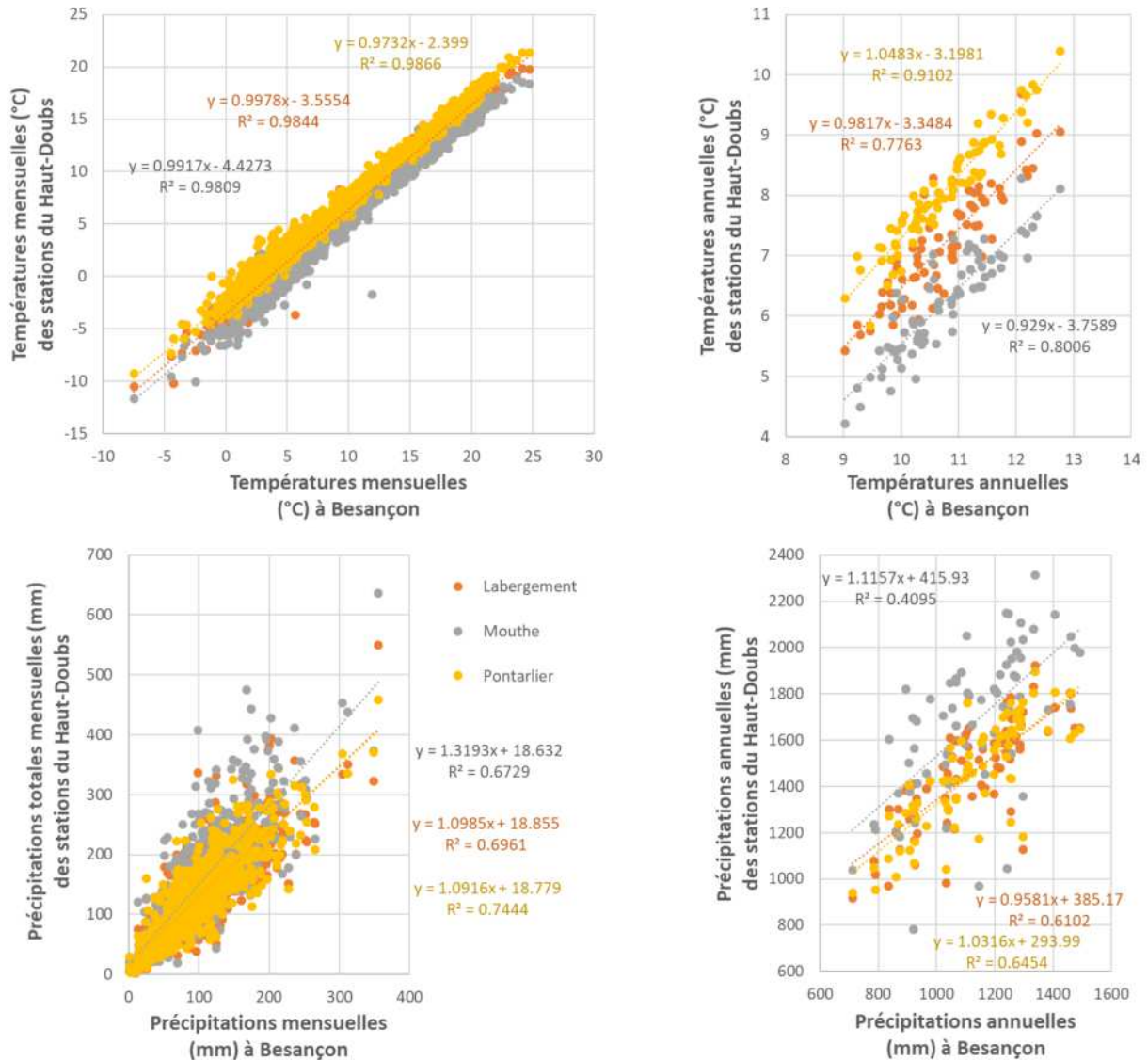


Figure 10 – Comparaison des données mensuelles (à gauche) et annuelles (à droite) de température de l'air (en haut), précipitations totales (en bas) de 3 stations du Haut-Doubs avec celle de Besançon sur la période 1943-2020

On observe globalement que les températures de l'air moyennes mensuelles sont très fortement corrélées ($R^2 = 0.98$) avec un écart de température d'environ -5°C entre Besançon et le Haut-Doubs. Selon les stations, les précipitations sur le Haut-Doubs sont 1.1 à 1.5 fois plus élevées que celles de Besançon, avec une variabilité faible comme l'indique le niveau élevé du R^2 des régressions linéaires ($R^2 > 0.6$ à l'échelle mensuelle). Ces résultats montrent que les évolutions des 2 variables T_A et P à Besançon peuvent être considérées comme représentatives des évolutions des variables mesurées sur le Haut-Doubs. Comme l'analyse en ondelettes réalisée par la suite normalise les signaux, il n'est pas utile d'apporter une correction à partir des ajustements linéaires des diagrammes binaires.

3.2. VARIABILITE INTER-ANNUELLE

La Figure 11 présente les données mensuelles (trait fin) et les données annuelles (trait épais) pour les différentes variables hydro-climatiques ($NA0$, T_M , P , $Snow$, $Peff$, SPI , Q – voir Tableau 1 et Tableau 2 pour les définitions).

La représentation de ces séries annuelles centrées sur la moyenne ne montre pas de tendance nette des précipitations P sur les 130 dernières années. Cette représentation permet de mettre en évidence une succession de périodes pluri-annuelles sèches (valeurs négatives) et humides (valeurs positives) sans dérive continue à la baisse ou à la hausse. L'évolution de la pluie efficace $Peff$ est très similaire à P . Celle de la neige $Snow$ (avec $Snow = P$ si $T_M < 0^{\circ}\text{C}$) montre des cycles neigeux en déphasage, avec notamment les années 1940 excédentaires en neige, puis un plus faible enneigement progressif.

Ce n'est pas le cas de la température de l'air T_A qui – au-delà de sa très forte cyclicité annuelle - montre des grandes phases d'augmentation (première moitié du XIXème siècle, seconde moitié du XXème) et de diminution continues (voir également l'analyse de Joly et al., 2011). Dans les années récentes, l'augmentation depuis les années 1970 est la plus marquée car la courbe des moyennes annuelles est systématiquement au-dessus de la moyenne inter-annuelle (i.e. de la valeur 0 sur la figure)

L'indice SPI (calculé à 6 mois) montre des évolutions pluri-annuelles similaires à celle de P .

Concernant les débits du Doubs Q , on observe des baisses importantes en phase avec les baisses observées sur les variables de précipitations et de pluie efficace (années 1920, 1941, 1948, 1953, 1975, 2010, 2016). Si l'on exprime la hauteur d'eau moyenne au lac de Challexon en fonction de la précipitation et de la température annuelle (Figure 12), on observe que les bas niveaux se produisent pour $P < 1300$ mm/an. Mais P n'est pas la seule variable explicative étant donné que nombre d'années peu arrosées n'engendrent pas ce type d'assèchement. La température moyenne annuelle T_M semble expliquer une partie de la variabilité des hauteurs d'eau : pour une valeur de P donnée, la hauteur d'eau moyenne est généralement plus faible lors des années chaudes ($T_M > 11^{\circ}\text{C}$).

De manière synthétique, on observe donc une période de réchauffement sur les derniers 50 ans sans évolution notable des précipitations totales et de la pluie efficace, mais avec un enneigement qui semble diminuer progressivement.

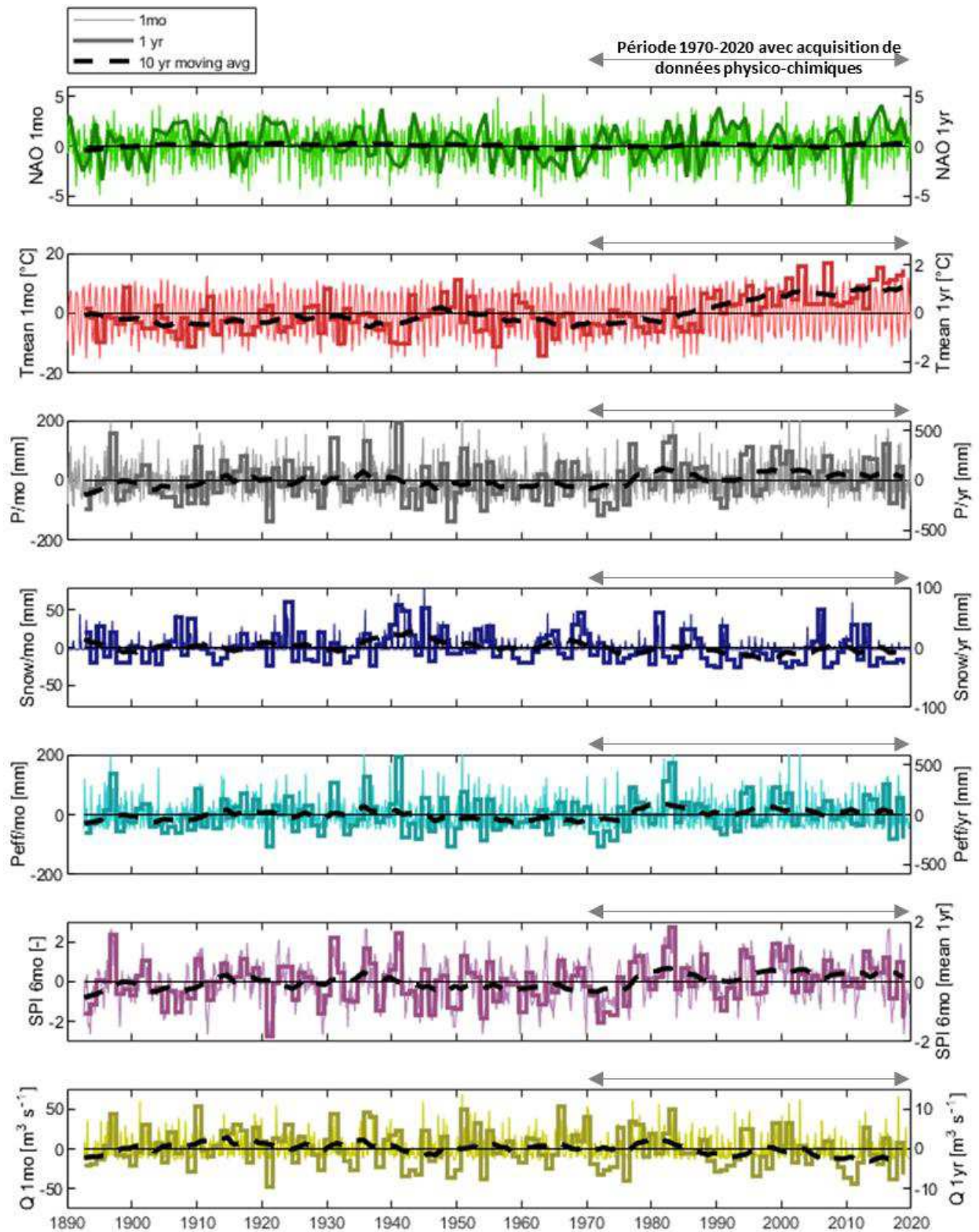


Figure 11 – Chroniques mensuelles et annuelles des variables hydro-climatiques sur la période 1892-2019 exprimées à travers l'écart à la moyenne sur l'ensemble de la chronique (1892-2019) ; données mensuelles en trait fin, annuelles en trait épais ou histogramme, moyenne mobile sur 10 ans en tireté épais

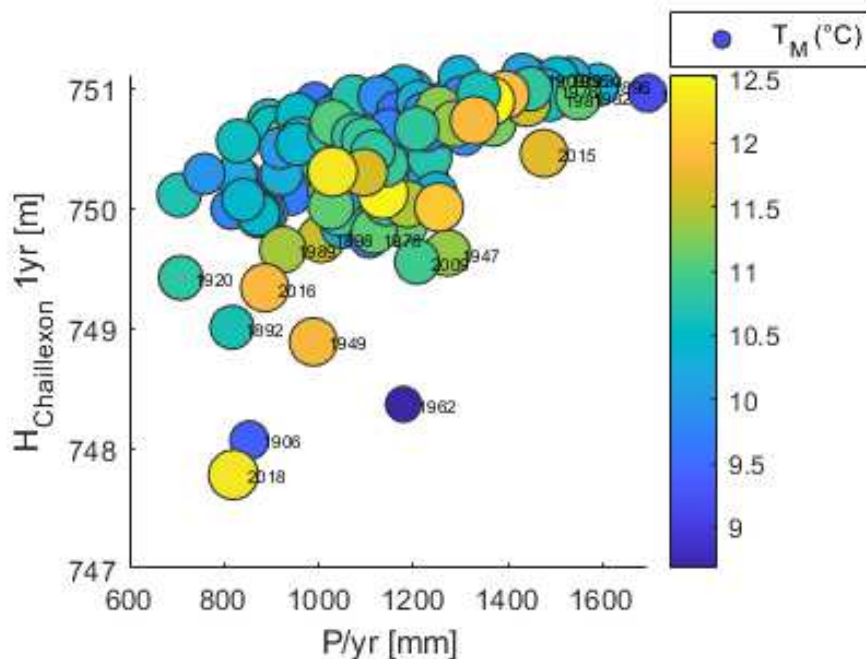


Figure 12 – Hauteur moyenne annuelle du lac de Chaillexon exprimée en fonction de la pluie annuelle à Besançon ; la couleur des points indique la température moyenne annuelle T_M à Besançon (l'année notée n correspond au cycle hydrologique de 12 mois débutant en septembre de l'année n)

3.3. CARACTERISATION DES SIGNAUX DANS L'ESPACE TEMPS-FREQUENCE

3.3.1. Analyse univariée

La transformée en ondelette continue WT (ondelette de Morlet) est utilisée pour représenter les signaux hydro-climatiques mensuels dans l'espace temps-fréquence (Figure 13). Les couleurs indiquent la distribution de la puissance (avec une puissance décroissante du jaune (puissance maximale) au bleu (puissance minimale)). Les pics qui se différencient statistiquement d'un signal aléatoire à un seuil de confiance à 95% par comparaison avec le « bruit rouge³ » sont entourés de noir.

La WT de la NAO met clairement en évidence un comportement hautement non-stationnaire de la série. Dans la Figure 13, bien que la plus grande partie du signal semble se comporter de manière aléatoire, quelques structures à 5-8 ans et 11-12 ans apparaissent autour des années 1920 et 1980.

La WT de la température de l'air (T_A) illustre le caractère hautement périodique à l'échelle annuelle (saisonnalité) de la chronique de température mensuelle.

Les WT de P et de la P_{eff} sont très semblables et apparaissent également assez proches de celle de la WT de la NAO, avec des structures autour de 2-5 ans et 10-12 ans. La WT de la SPI est très similaire à celle de P . On note une structuration du signal annuel pour P_{eff} et Q à partir de la seconde moitié du XX^{ème} siècle.

³ bruit rouge : signal aléatoire autocorrélé au premier rang (AR1) simulé à l'aide de la méthode de Monte Carlo (cf Grinsted et al., 2004)

La WT des débits Q est très proche de celle de Peff, avec une structuration du signal annuel. Bien que la plus grande partie du signal semble se comporter de manière aléatoire sur les composantes pluriannuelles (2-25 ans), on observe une puissance globalement plus importante dans ces composantes localisées au niveau des structures de 2-5 ans et 10-12 ans mises en évidence pour P, Peff et SPI.

3.3.2. Multirésolution

L'analyse multirésolution permet de décomposer ces mêmes signaux et d'en isoler les composantes pluriannuelles à 10 ans, 20 et >20 ans (Figure 14). Cette représentation complémentaire de l'approche en ondelette continue aide à bien visualiser la variance des signaux pour chaque niveau et à localiser les phénomènes périodiques.

Sur les composantes à 10 ans, on peut noter que P et Q sont bien en phase, avec des amplitudes similaires. Les 3 options d'estimation de Snow sont en antiphasse avec T_A , ce qui est cohérent avec une occurrence de cycles plus enneigés lors des cycles plus froids. On note une plus forte régularité des cycles de Snow estimée pour $T_M < +2^\circ\text{C}$.

Sur les composantes à 20 ans, on peut noter un déphasage de P et Q à compter des années 1940 lors du pic de Snow. On ne note pas de différence significative entre les 3 options d'estimation de Snow.

Sur les composantes >20 ans, on peut noter une diminution du signal de la neige et du débit depuis respectivement les années 1960 et 1980, en opposition à l'augmentation du signal de température.

On observe globalement que les oscillations de grandes longueurs d'onde des débits sont en antiphasse avec la température de l'air sur les composantes 10 ans dans la première moitié de la série et sur les composantes 20 ans dans la seconde moitié. On peut noter que les tendances >20 ans sur la seconde moitié du XXème siècle ne sont pas capturées par l'analyse en ondelette continue de la Section 3.3.1.

3.3.3. Analyse croisée

Le spectre croisé de la transformée en ondelette continue XWT (Figure 15) met en évidence les zones de covariance entre deux séries. Sur le scalogramme de cohérence WTC, la cohérence proche de 1 indique un degré de liaison très élevé entre les deux séries et marque les zones d'influence de la variable explicative dans l'espace-temps-fréquence.

Les XWT et WTC NAO-Q montrent des structures à 10-11 ans dans la première moitié du XXème siècle. On note l'absence de structures >11 ans indiquant l'absence de corrélation de l'indice NAO avec les débits sur le très long terme.

On retrouve de nombreuses structures infra-annuelles et pluriannuelles sur les XWT et WTC P-Q, Peff-Q et SPI-Q. Et uniquement des structures annuelles sur les XWT et WTC Peff-Q en lien avec une plus forte saisonnalité de Peff comparé à P. Mise à part cette saisonnalité exprimée à l'échelle annuelle, on montre globalement bien la cohérence des séries liées aux précipitations (P, Peff, SPI) avec les débits sur l'ensemble de l'espace temps-fréquence jusqu'aux composantes d'environ 20 ans ; les flèches vers la droite indiquant que les séries sont en phase.

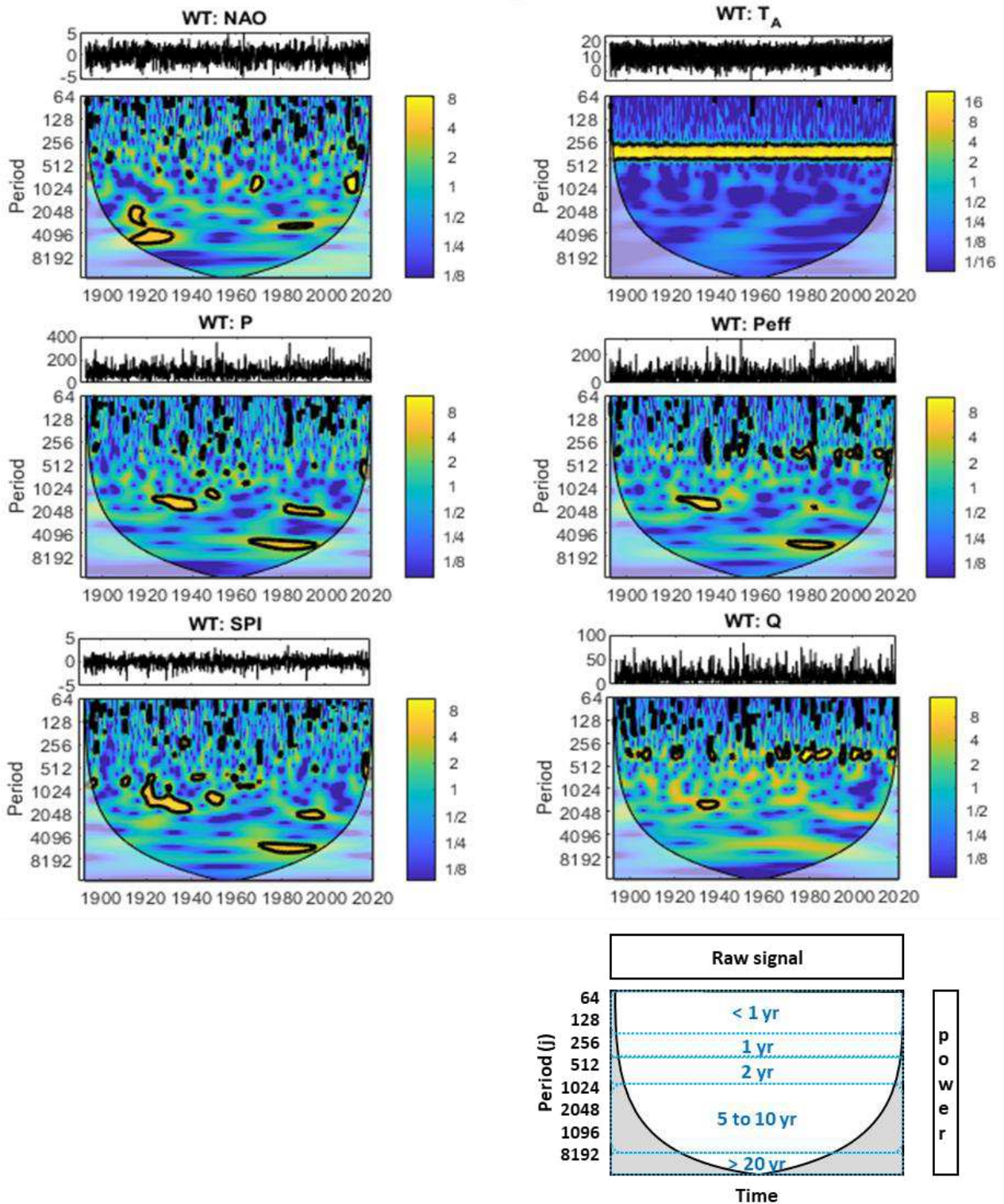


Figure 13 – Analyse univariée par ondelette continue. Signal brut (en noir) et scalogramme simple (en couleur) des variables hydro-climatiques; sur les scalogrammes, les zones de signification statistique par comparaison avec le « bruit rouge » sont entourées en noir, et le cône d'influence, où les effets de bord pourraient déformer l'image, est représenté dans une nuance plus claire

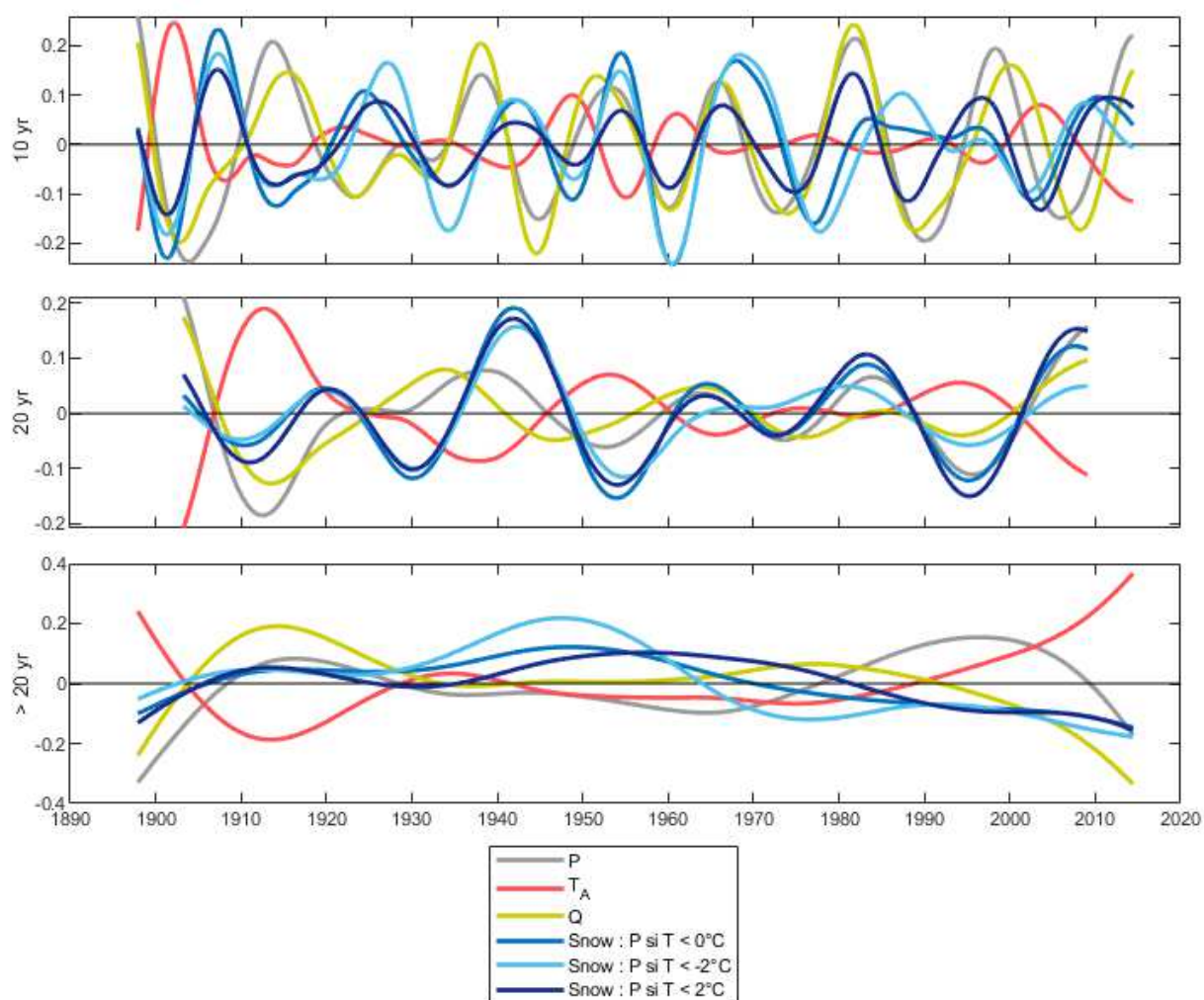


Figure 14 – Analyse multirésolution par ondelette discrète. Composantes 10, 20 et >20 ans des variables isolées par multirésolution de précipitations P , températures de l'air T_A à Besançon, débit à Chaillexon Q , et neige $Snow$ exprimée selon 3 seuils de température

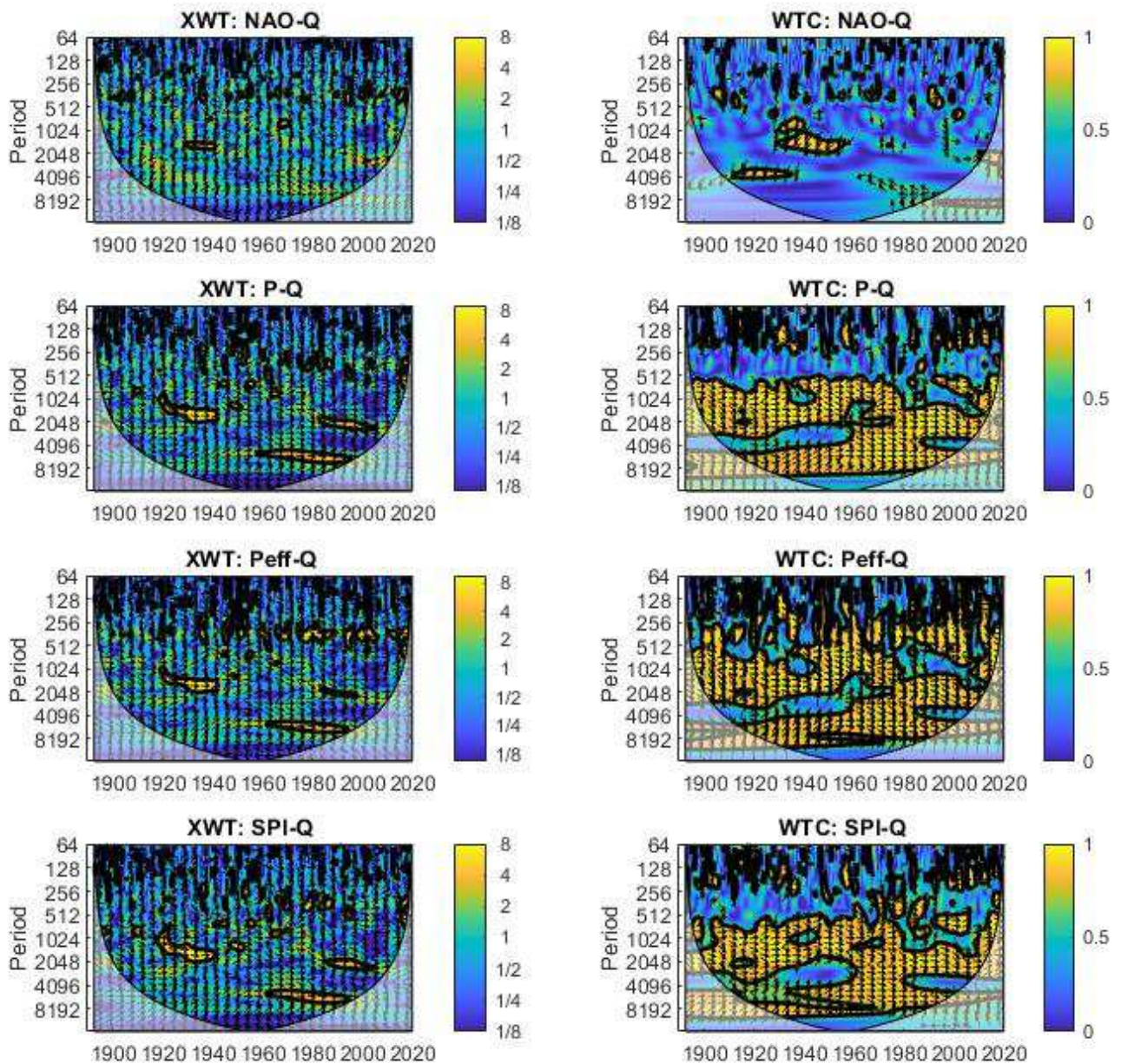


Figure 15 – Analyse croisée par ondelette continue. Scalogrammes croisés XWT et de la cohérence WTC ; les zones de signification statistique par comparaison avec le « bruit rouge » sont entourées en noir, et le cône d'influence, où les effets de bord pourraient déformer l'image, est représenté dans une nuance plus claire. Les flèches représentent la phase (vers la droite = en phase & vers la gauche = en antiphase)

3.3.4. Interprétations des relations entre variables hydro-climatiques

Les résultats de l'analyse en ondelettes au cours des 130 dernières années montrent que les variables P, Peff et indices de sécheresse (SPI-6 mois) sont fortement corrélés avec les évolutions des débits du Doubs au niveau de Challeixon dans les différentes composantes pluriannuelles de 2 à 20 ans. La variable tenant compte de l'ETP (Peff) est corrélée également sur la composante annuelle.

Concernant l'indice NAO, ce résultat est assez cohérent des travaux à l'échelle continentale réalisés par Labat (2010) - à l'aide d'une analyse en ondelettes - indiquant de fortes corrélations avec les débits des grands fleuves européens dans les composantes 2-8 ans et 8-15 ans dans la première moitié du XXème siècle.

3.4. CARACTERISTIQUES DES EVOLUTIONS RECENTES (1970-2020)

La plupart des données hydrologiques et environnementales qui vont être analysées dans la suite de ce rapport se situent dans la période 1970-2020 (cf période indiquée par des flèches sur la Figure 11). En regard de l'analyse sur les 130 années passées, cette période récente est marquée par :

- Une tendance pluriannuelle continue à la hausse de la température jamais observée auparavant ; est associée à cette évolution, la non-stationnarité de l'indice climatique NAO et l'indice de sécheresse SPI-6 mois ;
- Des cycles pluri-annuels de P et Peff plus ou moins importants sans tendance nette sur le très long terme ;
- Une non stationnarité des variations de la ressource en eau (à travers l'analyse des débits du Doubs au niveau du lac de Challeixon) en lien avec les oscillations hydro-climatiques pluriannuelles, mais avec une tendance à la baisse sur le très long terme (20 ans).

La période 1970-2020 est donc caractérisée par une forte non-stationnarité des variables hydro-climatiques et des tendances récentes de certaines variables hydrologiques en conséquence probable du réchauffement climatique.

4. Variables hydro-climatiques sur la période 1970-2020

L'évolution de la ressource en eau sur les dernières décennies est abordée à l'aide d'une analyse des tendances sur les différentes variables hydro-climatiques qui régissent le cycle de l'eau à l'échelle des bassins versants. Dans ce chapitre, les tendances sur les variables climatiques (température de l'air, précipitations, évapotranspiration) sont analysées en regard des tendances observées sur les variables hydrologiques (débit des sources et cours d'eau, indices de sécheresse) afin de donner un éclairage sur la vulnérabilité des hydrosystèmes karstiques du massif jurassien face au changement climatique.

4.1. DONNEES

Les données disponibles sont présentées dans le Tableau suivant.

Variables collectées	Symbole	Extension	Source de la donnée	Pas de temps	Longueur de la série
Température de l'air	T _A SAFRAN	Grille 8x8 km sur le massif du Jura	SAFRAN (Vidal et al, 2010) fournie par Météo-France	journalier	1970-2018
Pluie	P _{SAFRAN}				
Neige	Neige SAFRAN				
Evapotranspiration potentielle	ETP				
Température de l'air	T _A station	Giron, Arc-et-Senans, Besançon, Charquemont, Labergement, Levier_SAPC, Mouthe, Pierrefontaine, Pontarlier, Besain, Lons-le-Saunier, St-Laurent-MF, Joncherey	Météo France	journalier	1970-2018
Précipitations	P _{station}	Giron, Mijoux, Nantua, Arc-et-Senans, Baume-les-Dames, Besançon, Charquemont, Les Fourgs, Labergement, Levier_SAPC, Mouthe, Pierrefontaine, Pontarlier, Sancey-le-Grand, Villeneuve-Amont, Bellefontaine, Besain, Chatel-de-Joux, Crancot, Lons-le-Saunier, St-Laurent-MF, Joncherey			
Débit	Q	Stations hydrométriques sur le massif du Jura	Banque Hydro	journalier	1970-2018

Variables calculées	Symbole		Calcul	Pas de temps	Longueur de la série
Pluie efficace	Pe _{eff}	Grille 8x8 km sur le massif du Jura	Moyenne des méthodes de Thornthwaite, Dingman, et GR3J (Edijatno et al., 1999) Calcul réalisé à l'aide du logiciel ESPERE (Brgm – cf Lanini & Caballero, 2020) sur la base des données P SAFRAN et ETP	journalier	1970-2018
Débit de base	Q _{base}	Stations hydrométriques sur le massif du Jura	méthode Wallingford réalisé à l'aide du logiciel ESPERE (Brgm – cf Lanini & Caballero, 2020)	journalier	1970-2018

Tableau 3 – Données temporelles collectées et calculées pour l'analyse hydro-climatique 1970-2018

La pluie efficace *Pe_{eff}* est la part des précipitations qui participe aux écoulements (par ruissellement ou infiltration). Elle est calculée à partir des données SAFRAN de température de l'air, de précipitations, et d'ETP selon 3 méthodes de bilan hydrique du sol : Thornthwaite (1948), Dingman (2002) et Edijatno et al. (1999). La moyenne de ces 3 méthodes est utilisée dans l'analyse des tendances.

Le débit de base d'un cours d'eau ou d'une source est la composante dite lente des écoulements (en comparaison à la composante dite rapide lors des crues). Il renseigne sur l'état des réserves du bassin, associées aux contributions des aquifères qui sont drainés. Plusieurs méthodes permettent de filtrer le débit total pour calculer le débit de base. C'est la méthode de Wallingford (Gustard et al., 1992) qui a été utilisée dans cette étude.

4.2. COMPARAISON DES DONNEES METEOROLOGIQUES ISSUES DE LA CHAINE SAFRAN ET DES STATIONS METEOROLOGIQUES

L'analyse des évolutions des variables météorologiques à l'échelle du massif du Jura sur la période 1970-2018 est réalisée à partir des données climatiques journalières issues de la ré-analyse SAFRAN fournie par Météo-France sur une grille de 8x8 km. Cette résolution permet de mieux caractériser la variabilité spatiale des tendances régionales. Pour évaluer l'éventuel biais induit par ces données de ré-analyses, nous proposons en préalable une comparaison des données issues d'observations à une station météorologique (Météo-France) avec celles de la maille SAFRAN correspondante.

4.2.1. Température de l'air

Un premier exemple est fourni à travers la comparaison 'station vs. SAFRAN' des données de température annuelle moyenne de l'air à la station de Besançon (Figure 16).

On observe une très bonne corrélation des données annuelles sur l'ensemble de la chronique, malgré une sous-estimation de quelques dixièmes de degrés des données SAFRAN à partir des années 2005.

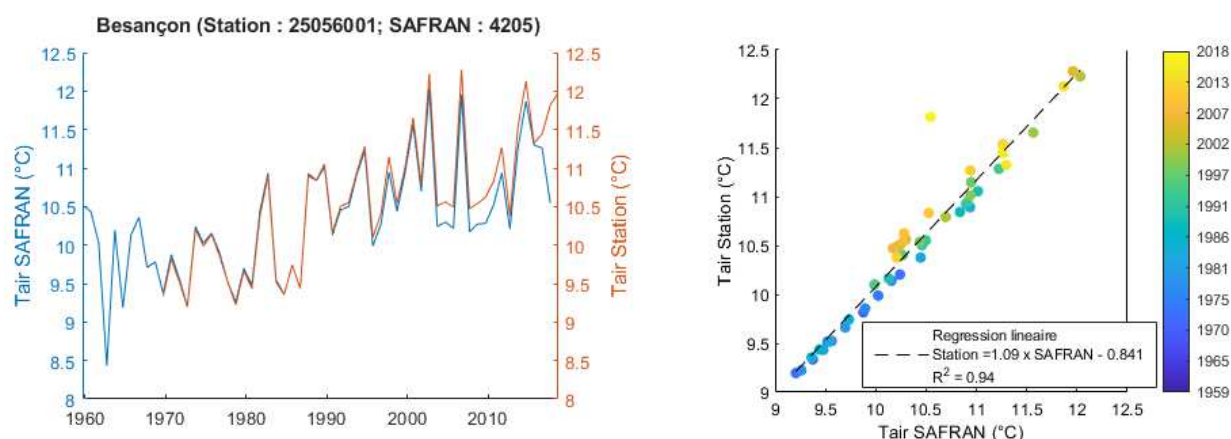


Figure 16 - Comparaison des moyennes annuelles de température de l'air Tair entre les données au sol de la station de Besançon et les données SAFRAN sur la maille correspondante

Un second exemple est fourni pour la station de Mouthe à l'est du massif du Jura (Figure 17). La corrélation est moins bonne avant la fin des années 90, date à laquelle l'acquisition des données à la station de Mouthe a été automatisée. Cela se traduit par une meilleure corrélation à partir des années 2000 et justifie l'utilisation des données SAFRAN pour travailler sur les tendances pluri-décennales sensibles aux potentiels biais liés à l'évolution du protocole de mesure.

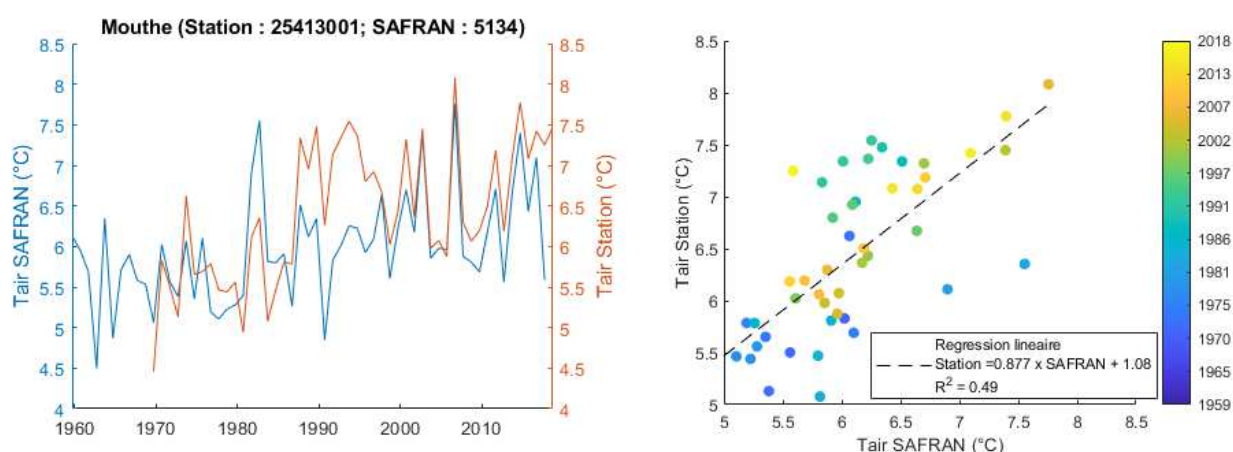


Figure 17 - Comparaison des moyennes annuelles de température de l'air Tair entre les données au sol de la station de Mouthe et les données SAFRAN sur la maille correspondante

Les données de températures journalières moyennes T_M sont calculées à partir de mesures horaires. Cependant, pour la majorité des stations Météo-France, les historiques ante-1980 portent principalement sur les valeurs minimales (T_N) et maximales (T_X) journalières. Afin de pouvoir généraliser cette analyse comparative 'Station vs. SAFRAN', nous avons évalué si la moyenne annuelle des extrêmes journaliers $(T_N + T_X)/2$ était un bon indicateur de la moyenne annuelle des données T_M (Figure 18). Concernant la station de Besançon, on observe un léger décalage constant, indiquant une sous-estimation d'environ 0.6 °C de la moyenne journalière par $(T_N + T_X)/2$. La corrélation entre T_M et $(T_N + T_X)/2$ est cependant très forte ($R^2=0.99$) comme l'atteste la très faible dispersion des points.

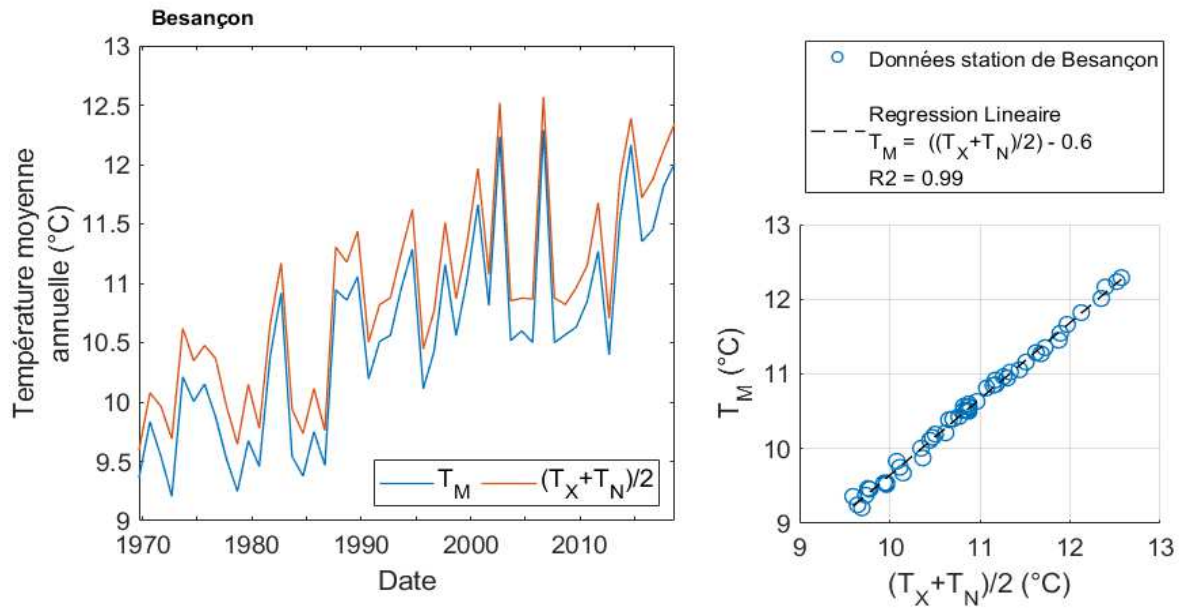


Figure 18 - Comparaison de la moyenne journalière de la température de l'air à partir de données horaires (T_M) et la moyenne des extrêmes $(T_N+T_X)/2$ pour la station de Besançon

4.2.2. Précipitation

Le même type d'analyse comparative 'station vs. SAFRAN' est conduite pour les données de précipitations annuelles à la station de Besançon (Figure 19). La corrélation des données annuelles est très bonne ($R^2=0.92$) malgré un biais régulier lié à une sous-estimation d'environ 80 mm de pluie annuelle concernant les données SAFRAN.

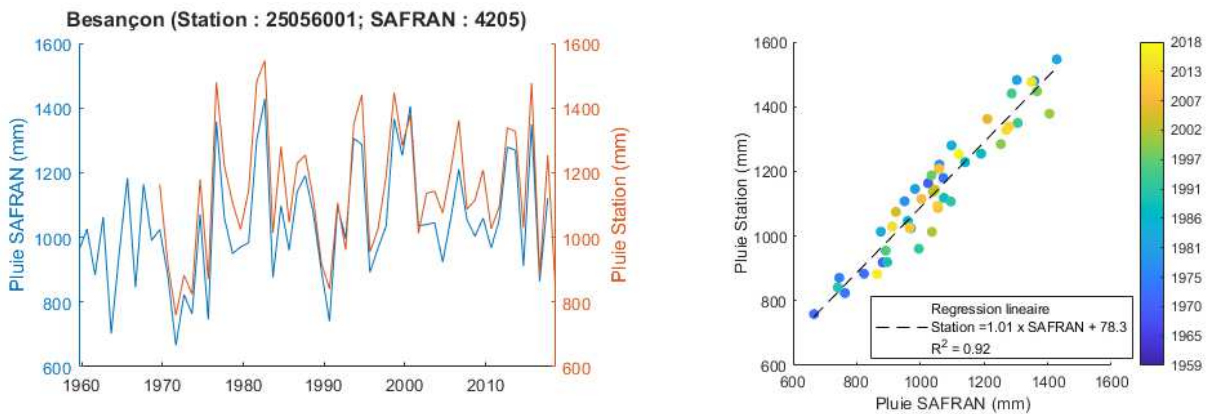


Figure 19 - Comparaison des précipitations annuelles entre les données au sol de la station de Besançon et les données SAFRAN sur la maille correspondante

4.3. INFLUENCE DU GRADIENT D'ALTITUDE SUR LES VARIABLES HYDRO-CLIMATIQUES

En préambule de l'analyse des tendances à long terme à l'échelle du massif du Jura, une caractérisation de l'influence du gradient d'altitude sur les grandeurs des variables hydro-climatiques issues des données de stations météorologiques, des données SAFRAN, ainsi que de la Pluie efficace (Peff), est fournie respectivement en Figure 20 et Figure 21. Sur ces figures,

les données moyennes de pluie, neige, température de l'air, ETP et Peff, sur la période 1970-2018 sont affichées en fonction de l'altitude moyenne de la station ou de la maille SAFRAN. Le code couleur renseigne sur la position de la maille sur un axe nord-sud (latitude).

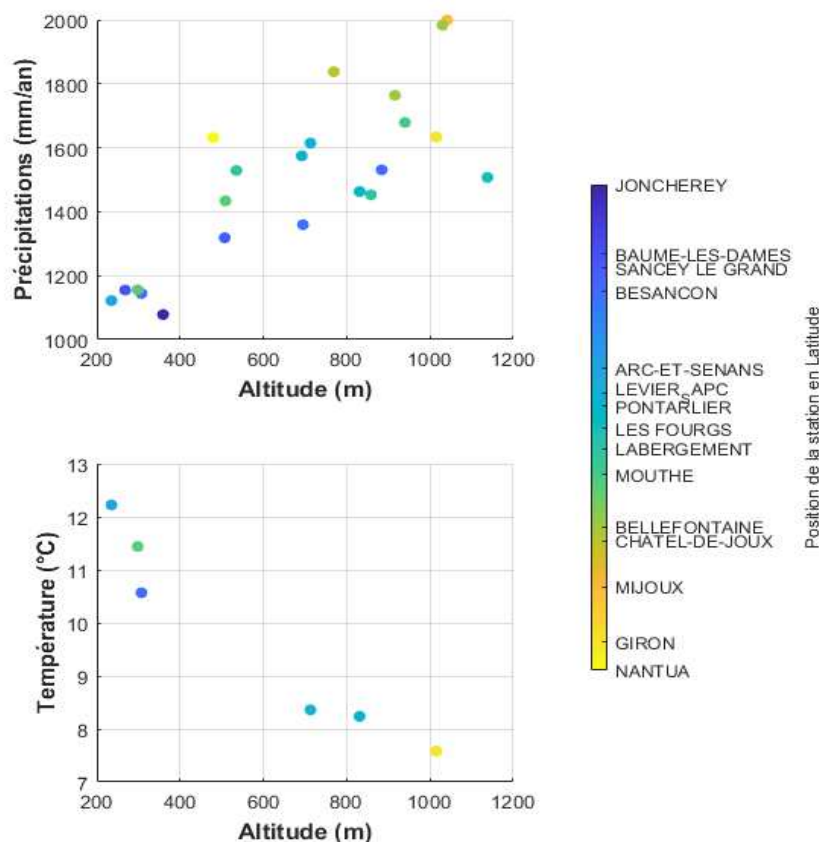
On observe une augmentation des pluies avec l'altitude, mais avec une influence également nord-sud. En effet, à altitude équivalente, les pluies sont plus importantes au centre du massif (département du Jura) que sur l'Ain (au sud) et dans le Doubs (au nord). On note également un optimum des pluies annuelles autour de 800-1000 m NGF pour les données SAFRAN.

Pour la neige, la relation est similaire quel que soit la latitude, avec une pente qui s'accroît au-delà de 800 m NGF, illustrant une influence plus importante des hauts reliefs sur les précipitations solides.

Pour la température, la relation est linéaire avec une diminution d'environ 0.5°C par 100 m.

La relation avec l'ETP est inverse de celle de la pluie, avec une diminution globale de l'ETP pour les altitudes inférieures à 800 m NGF. Au-dessus de 800 m NGF, l'évolution de l'ETP ne semble pas notable. Il existe également une disparité liée à la latitude, avec une ETP plus faible au nord du massif.

La pluie efficace Peff indique une augmentation de sa valeur moyenne interannuelle de manière linéaire avec l'altitude (environ 65 mm pour 100 m). La disparité liée à la latitude est également marquée avec une plus forte Peff au centre et au sud du massif à altitude équivalente.



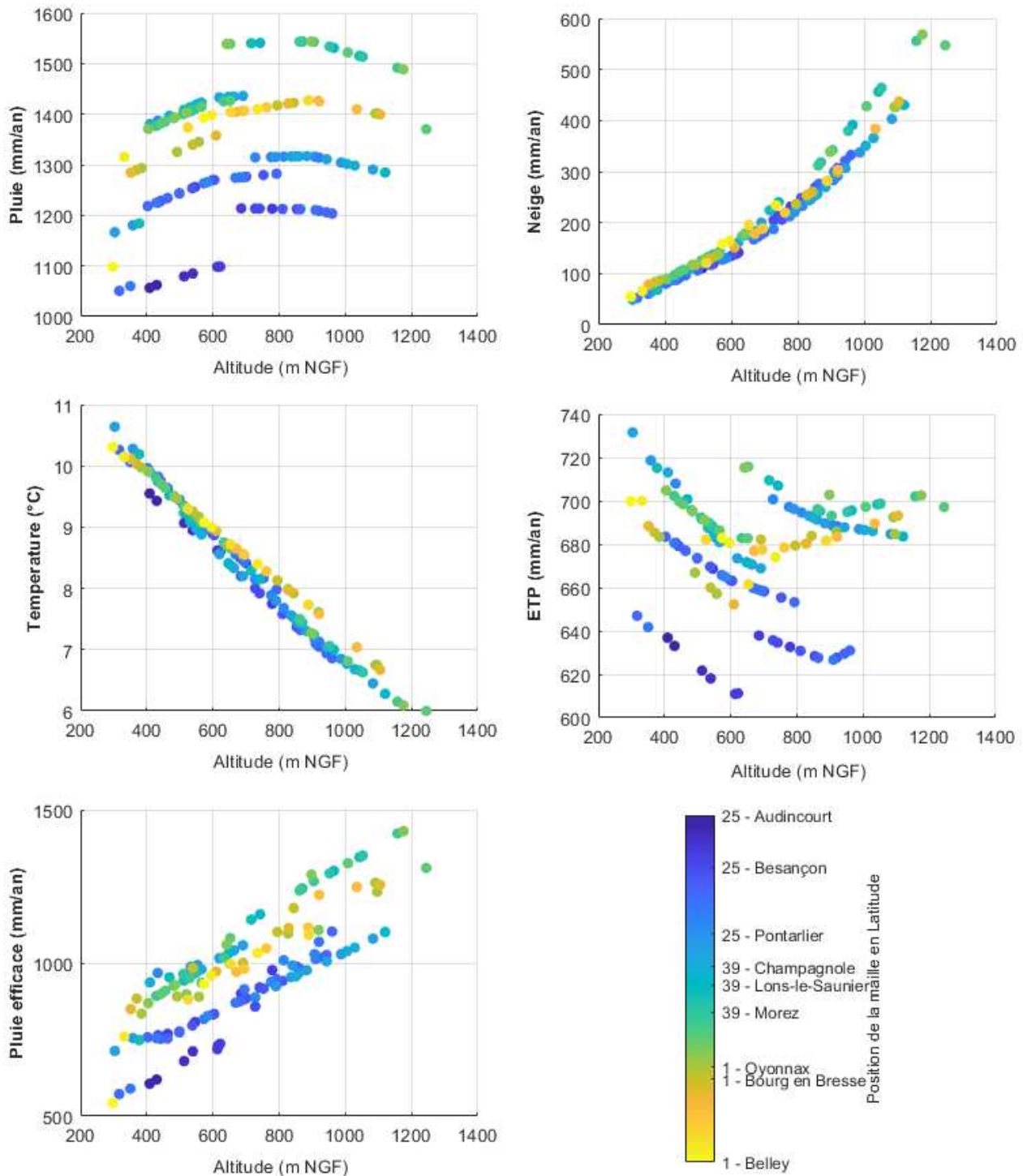


Figure 21 – Relations entre les variables hydro-climatiques et l'altitude pour les données SAFRAN ; la position des mailles SAFRAN en latitude est donné par l'échelle de couleur (du bleu au jaune = du nord vers le sud)

4.4. TENDANCES SUR LES VARIABLES CLIMATIQUES

4.4.1. Présentation de la méthode et guide de lecture des graphiques

Cette section présente l'analyse spatiale des résultats des tests de tendance Mann-Kendall sur la température de l'air, les précipitations neigeuses et pluvieuses, et l'évapotranspiration à partir des données SAFRAN compilées à l'échelle annuelle (cycle hydrologique de septembre à août) sur la période 1970 et 2018.

a) Exemple de tendances obtenues sur une maille SAFRAN

Avant de présenter les tendances sur l'ensemble du massif jurassien, un exemple de calcul de tendances sur la maille SAFRAN 4439 en amont de Chenecey-Buillon est donné dans la Figure 22.

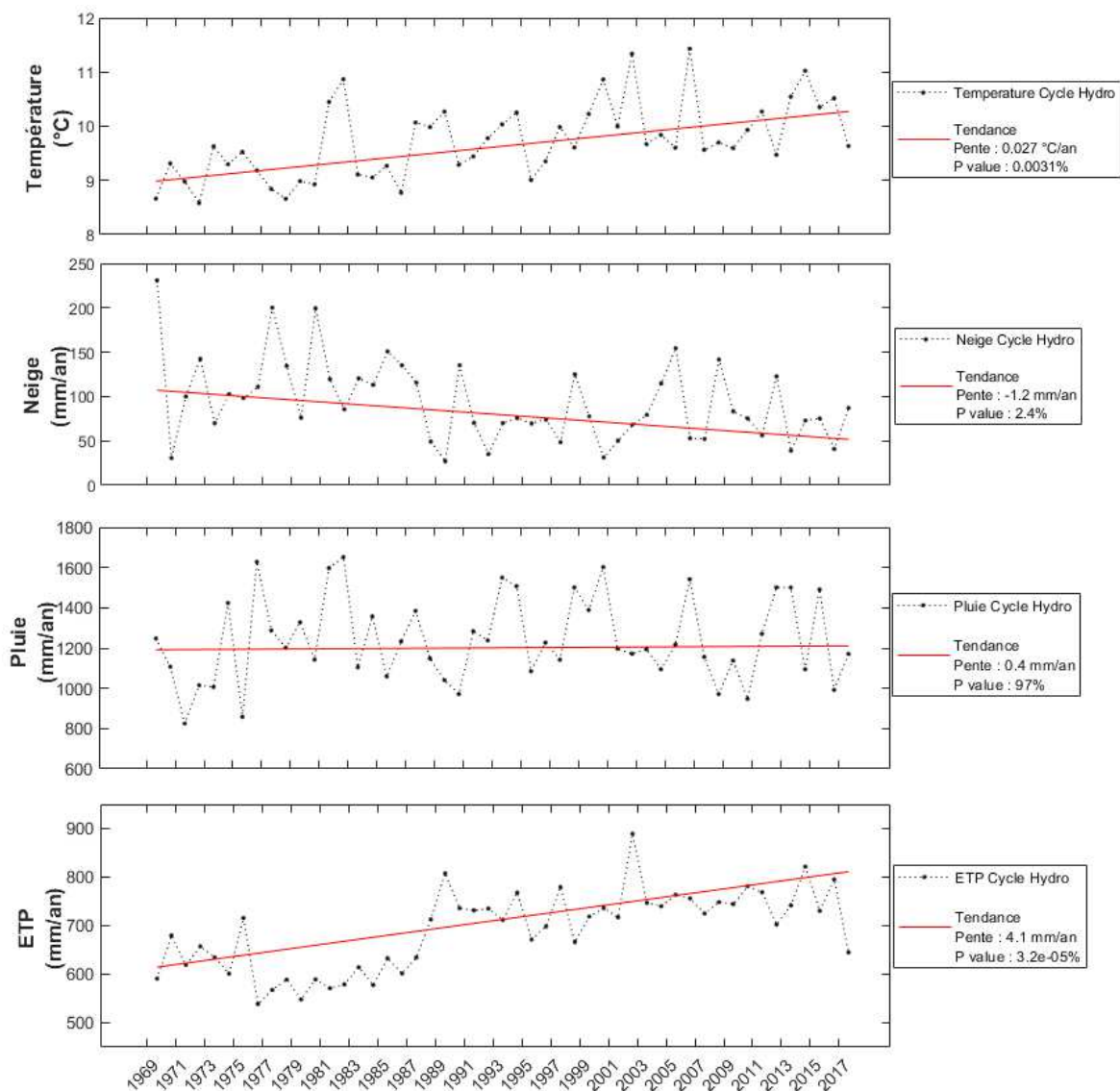


Figure 22 - Chroniques annuelles et résultats des tests de tendances (Mann-Kendall) sur la température de l'air, la neige, la pluie, l'ETP et la pluie efficace sur la maille SAFRAN 4439 (bassin de la Loue en amont de Chenecey-Buillon)

On observe pour :

- La température : une tendance à la hausse significative (à la probabilité 1%) indiquant une augmentation moyenne de 0.27°C par décennie;
- La neige : une tendance à la baisse significative (à la probabilité 5%) indiquant une diminution moyenne des précipitations solides de 12 mm par décennie;
- La pluie : une pente de Sen positive d'environ +4 mm par décennie, sans tendance significative (p-value de 97%), indiquant l'absence d'évolution notable sur les 50 dernières années ;
- L'ETP : une tendance à la hausse significative (à la probabilité 1%) indiquant une augmentation de 41 mm par décennie en moyenne, ce qui est une valeur importante au regard de l'ETP annuelle (entre 600 et 800 mm/an).

b) Lecture des graphiques

Les graphiques réalisés pour présenter les tendances sur l'ensemble du massif ont deux niveaux de lecture. Sur chaque maille SAFRAN ou station hydrométrique, 2 symboles sont figurés :

- un carré en dégradé de bleu qui indique la valeur moyenne de la variable analysée ;
- Un triangle illustrant la tendance Mann-Kendall. Lorsque la pente de Sen est positive, le triangle a une pointe vers le haut, et lorsque la pente est négative, une pointe vers le bas. Le dégradé de gris indique l'importance de la pente de Sen en positif comme en négatif. Le contour orange ou violet indique si le test de tendance Mann-Kendall est significatif à la probabilité de respectivement 10 et 5%.

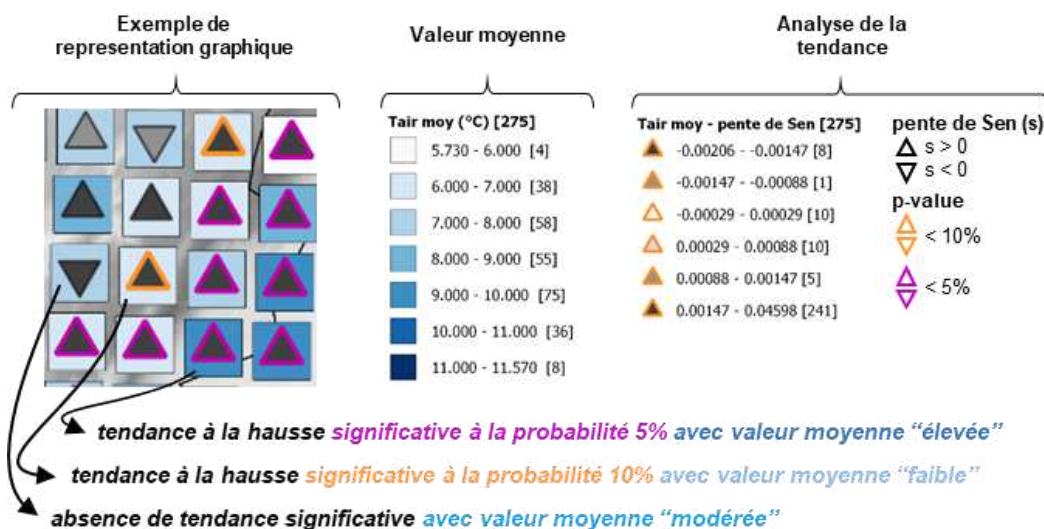


Figure 23 – Guide de lecture des résultats des tests de tendance Mann-Kendall

4.4.2. Tendances inter-annuelles

a) Température de l'air

Les résultats des analyses de tendances à l'échelle du massif jurassien sur la température de l'air *Tair* sont présentés sur la Figure 24. Les moyennes interannuelles varient de 5.7°C en altitude à 11.6°C sur les contreforts du massif du Jura. Les pentes de Sen sont positives sur l'ensemble du massif (mis à part le plateau lédonien), avec des tests de Mann-Kendall significatifs dans la

plupart des cas (p -value < 5%), que ce soit à basse altitude ou sur les reliefs. Les pentes de Sen peuvent être élevées jusqu'à $+0.45^{\circ}\text{C}$ par décennie. Les tendances significatives à la hausse sont plus marquées pour les plus faibles altitudes. C'est sur le centre du massif que l'on trouve les principales zones avec absence de tendance.

b) Précipitations pluvieuses

Les résultats sur les précipitations pluvieuses sont présentés sur la Figure 25. On note l'augmentation des pluies annuelles avec l'altitude et un gradient plus fort sur le centre du massif. On observe globalement des pentes de Sen positives sur les 2/3 nord du massif (Doubs et Jura) et négatives sur le sud (Ain). Cependant, seule la bordure ouest et le haut-Doubs ont des tendances significatives à la hausse à la probabilité 5 et 10%, avec environ $+20$ à $+60$ mm par décennie. Le reste du massif est caractérisé par une absence de tendances significatives.

c) Précipitations neigeuses

Les résultats sur les précipitations neigeuses sont présentés sur la Figure 26. On note globalement une majorité de pentes de Sen négatives, notamment sur la Haute-Chaine, l'ensemble du Doubs et sur la pointe sud du massif. Cependant, les tendances sont uniquement significatives à la probabilité 5 et 10% sur les zones de plateau du Doubs avec une baisse pouvant atteindre -25 mm par décennie.

d) ETP

Les résultats des analyses sur l'ETP sont présentés Figure 27. On note des tendances significatives à la hausse à la probabilité 5% sur l'ensemble du massif avec des valeurs de plusieurs dizaines de mm par décennie (jusque $+60$ mm par décennie).

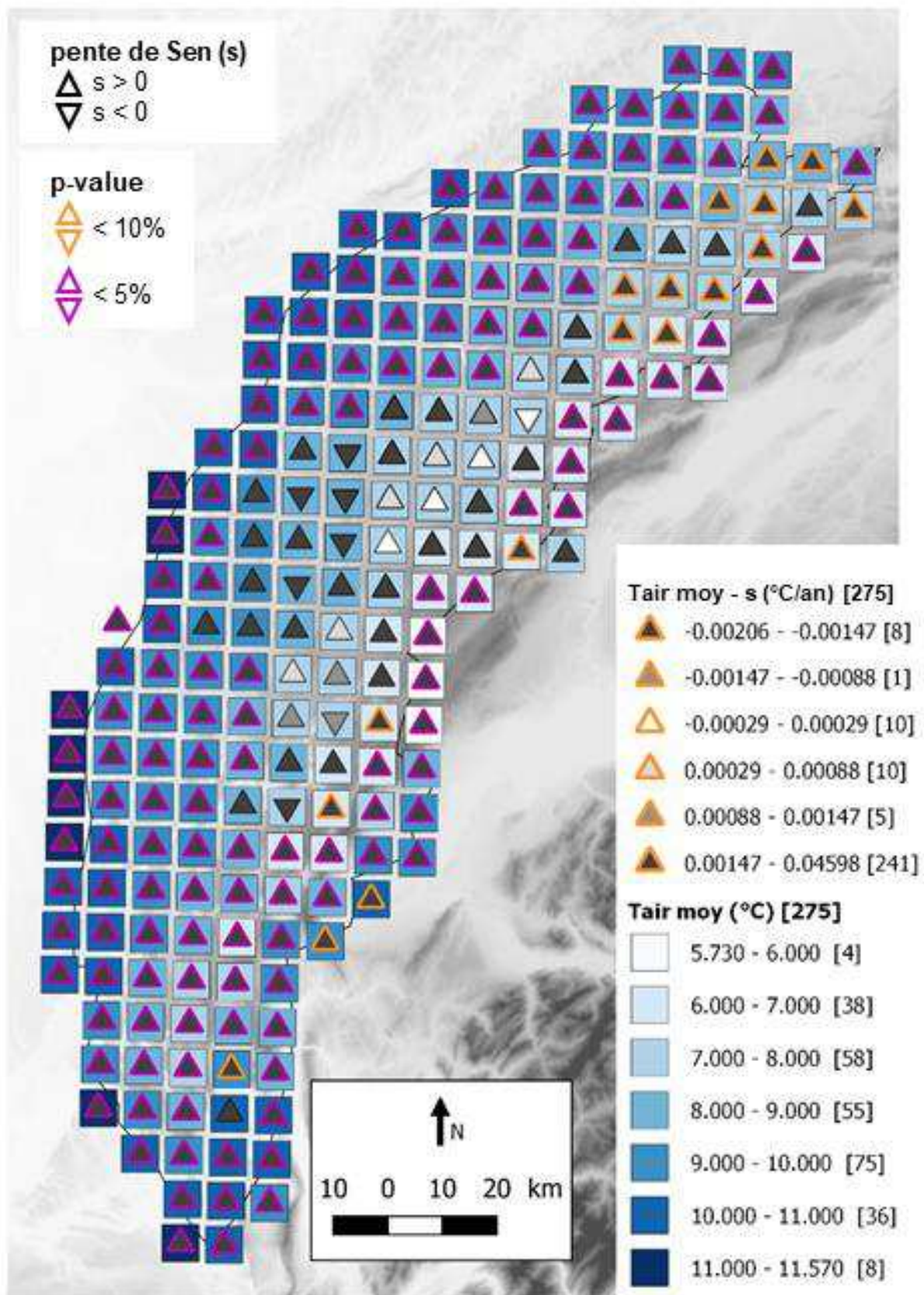


Figure 24 – Tendances de la Température moyenne annuelle (cycles hydrologiques) Tair sur la période 1970-2018

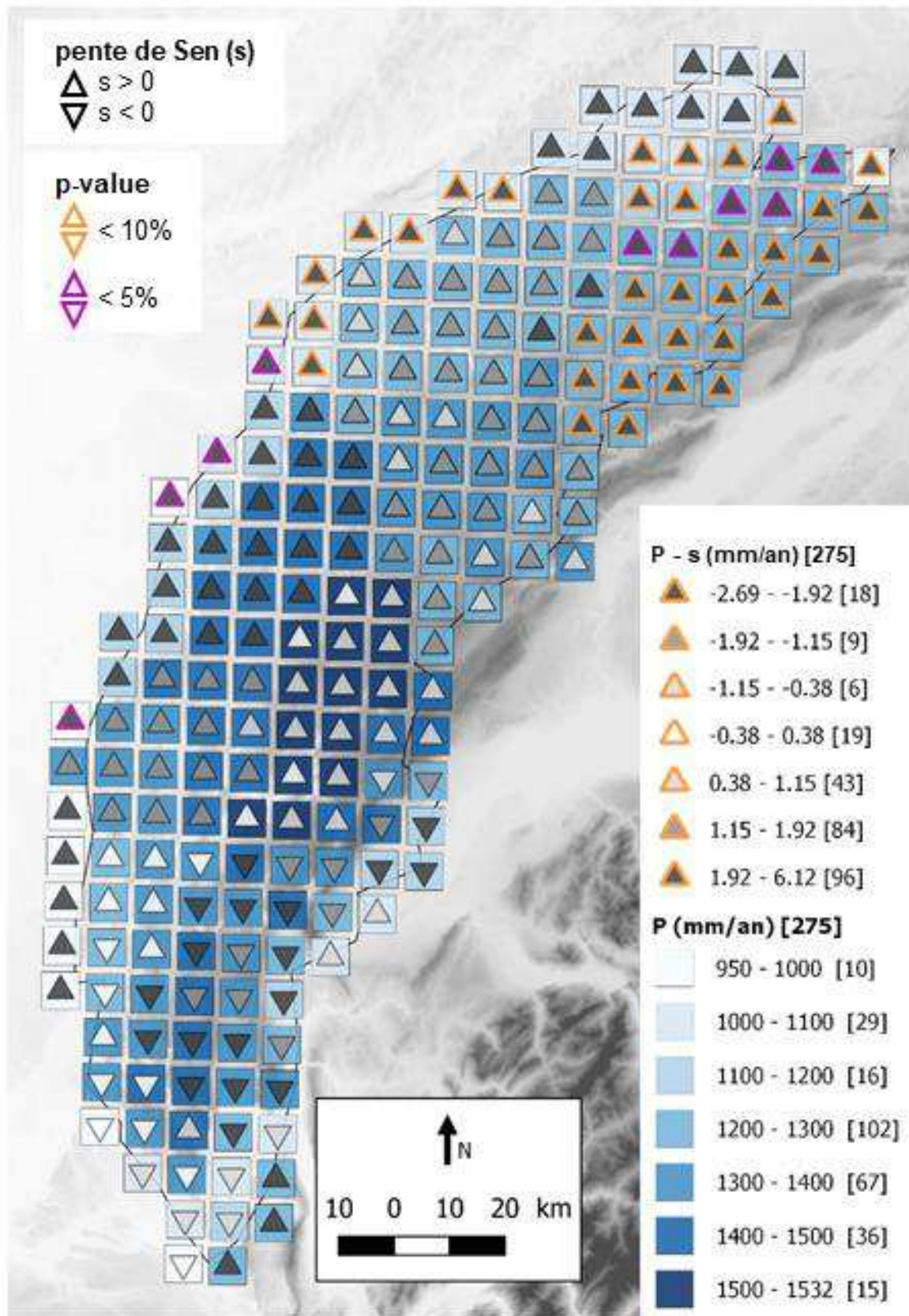


Figure 25 – Tendances des précipitations pluvieuses annuelles (cycles hydrologiques) P sur la période 1970-2018

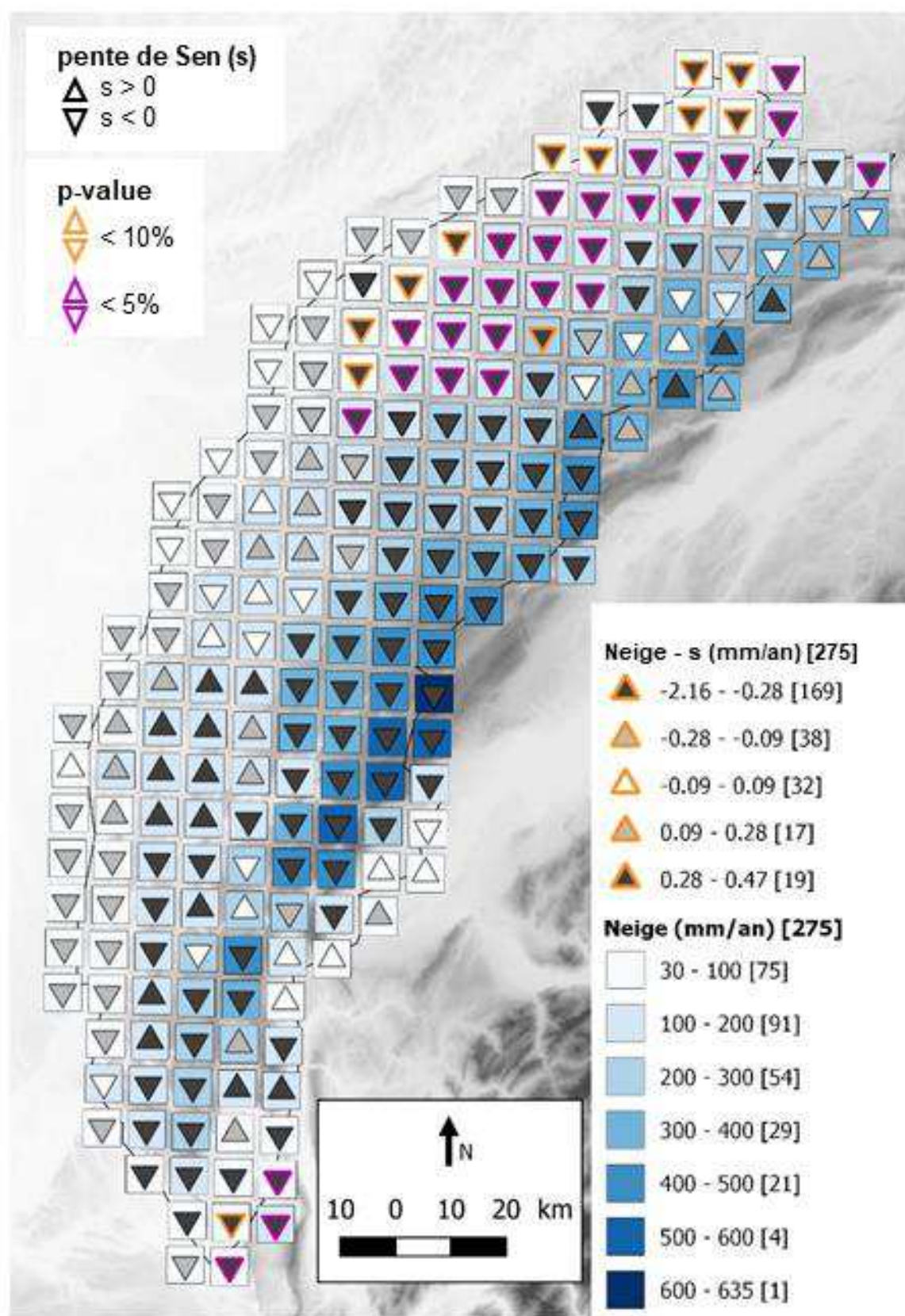


Figure 26 - Tendances des précipitations neigeuses annuelles (cycles hydrologiques) Neige sur la période 1970-2018

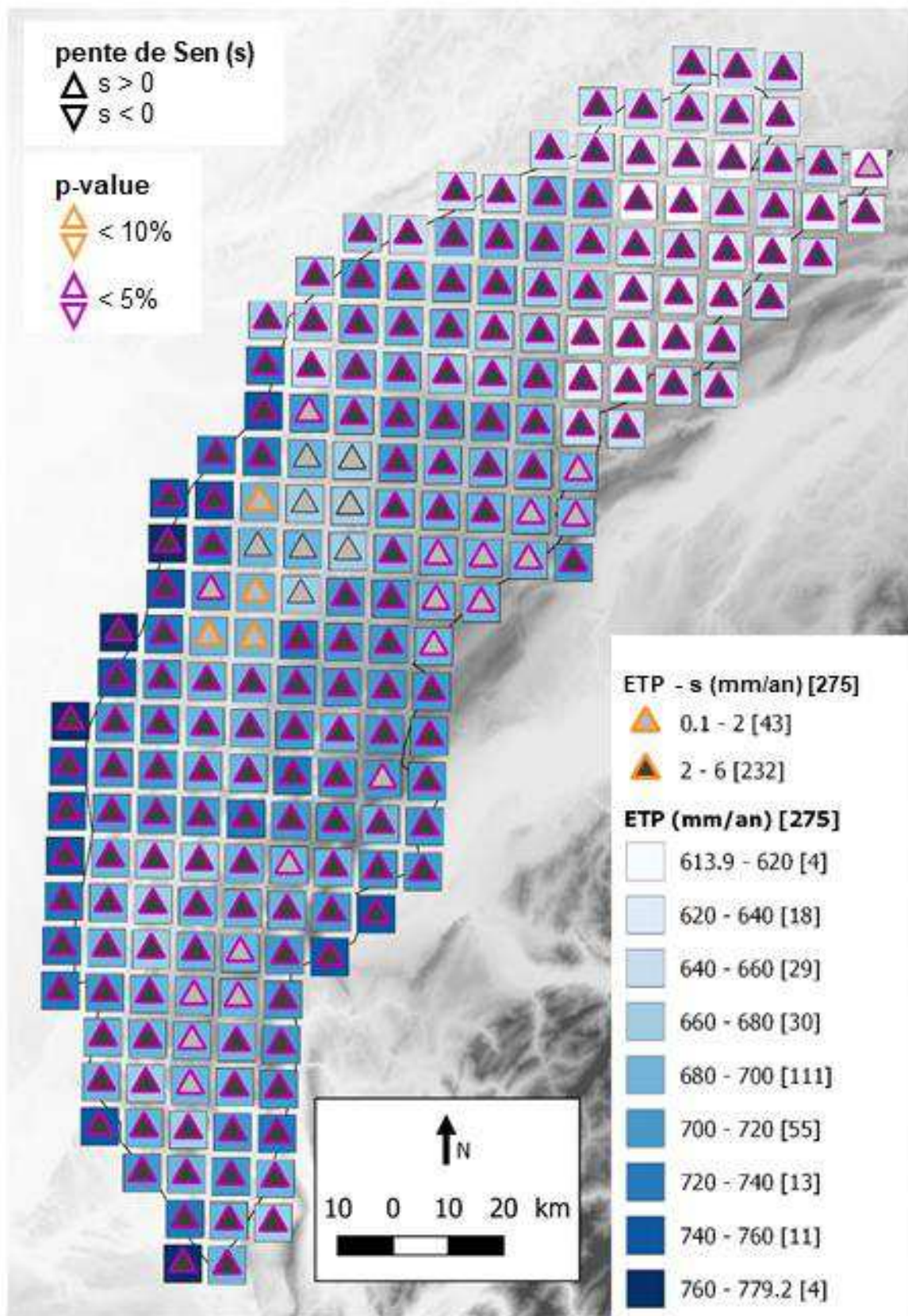


Figure 27 - Tendances de l'évapotranspiration potentielle annuelle (cycles hydrologiques) ETP sur la période 1970-2018

4.4.3. Tendances saisonnières

a) Température de l'air

Les tendances sur les séries annuelles masquent potentiellement une variabilité saisonnière de l'évolution des différentes variables climatiques. Pour tester l'effet saisonnier sur les températures de l'air, les mêmes calculs de tendance ont été réalisés sur chacune des 4 saisons afin d'être comparées aux tendances annuelles. Un exemple sur la maille SAFRAN 4439 (bassin de la Loue à Chenecey-Buillon) est donné en Figure 28. On observe notamment que l'augmentation se produit pour chaque saison (pente de Sen de $+0.14$ à $+0.54^{\circ}\text{C}/10\text{ans}$), mais que la tendance à la hausse n'est significative à la probabilité 10% que pour l'été et à la probabilité 5% que pour le printemps et l'automne. Ainsi, la tendance à la hausse significative observée annuellement ($+0.27^{\circ}\text{C}/10\text{ans}$) à la probabilité 5% est générée par les tendances fortes et significatives des 2 saisons printanières et automnales principalement. En résumé, la tendance au réchauffement annuel se traduit donc sur le bassin de la Loue à Chenecey-Buillon par des printemps et des automnes significativement plus chauds, mais pas par des hivers moins froids.

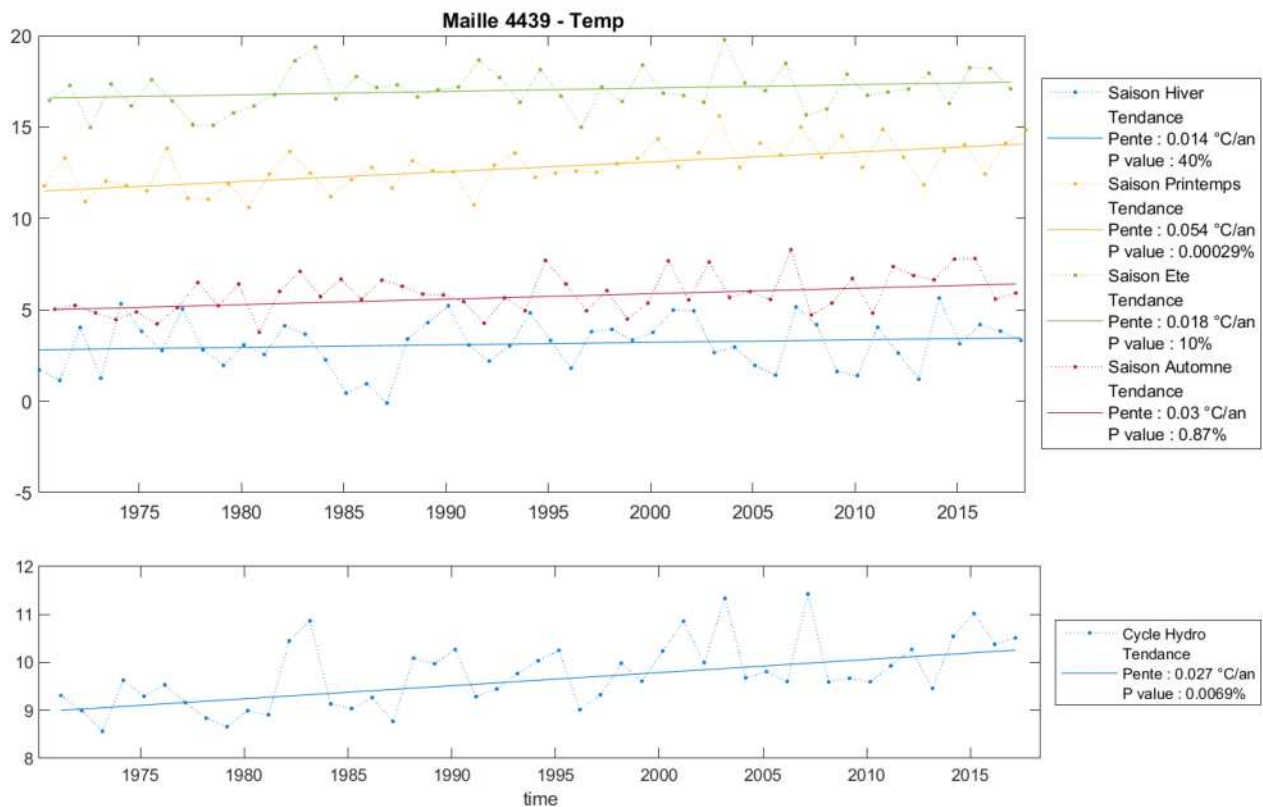


Figure 28 - Chroniques des températures moyennes annuelles et saisonnières de l'air et calcul des tendances (Mann-Kendall) sur la maille SAFRAN 4439 (bassin de la Loue en amont de Chenecey-Buillon)

La Figure 30 décline cette approche à l'échelle du massif du Jura sur 4 cartes qui présentent les tendances à l'échelle saisonnière :

- En automne : une hausse significative des températures sur les basses altitudes (bordure ouest du massif), sur les premiers plateaux du Doubs au nord et sur la pointe sud du massif dans l'Ain ;
- En hiver : une absence de hausse significative mis-à-part quelques territoires très localisées au sud et en bordure de massif
- Au printemps : une hausse significative généralisée à l'ensemble du massif, ce qui devrait favoriser la fonte du manteau neigeux
- En été : une hausse significative sur les basses altitudes et la pointe sud du massif (même zones qu'en automne).

L'analyse saison par saison peut être comparée à celle annuelle de la Figure 24. On constate donc que la hausse annuelle des températures, généralisée à la quasi-totalité du massif est principalement induite par la hausse printanière (+0.1 à +0.8°C par décennie), à laquelle s'ajoute la hausse automnale et estivale sur les faibles altitudes, premiers plateaux du Doubs et sud du massif.

b) Précipitations pluvieuses

Le même type d'analyse saisonnière sur les pluies a été réalisé sur la Figure 29 sur l'exemple de la même maille SAFRAN 4439 (bassin de la Loue à Chenecey-Buillon). On observe une absence de tendances significatives sur les 4 saisons (p-value > 10%), indiquant que l'absence de tendance annuelle ne masque pas de tendance significative sur certaines saisons dans l'année.

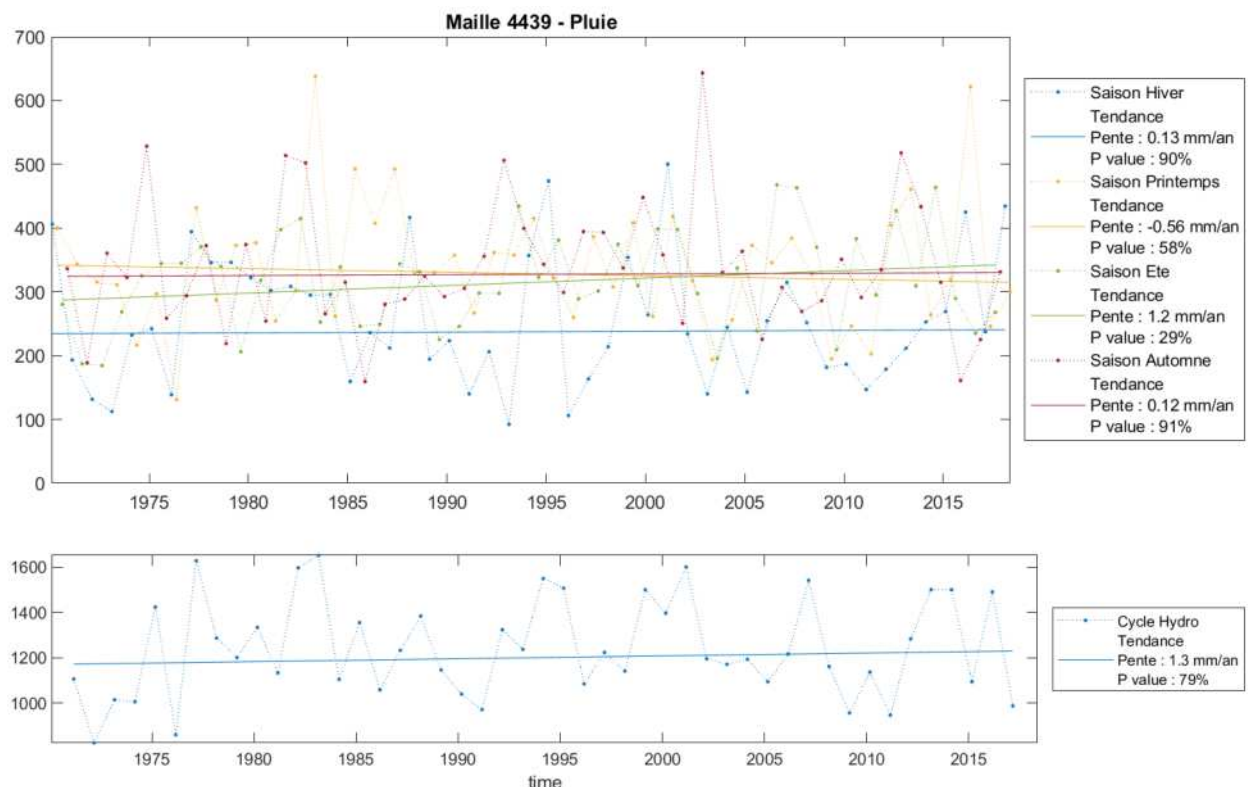


Figure 29 - Chroniques des pluies annuelles et saisonnières et calcul des tendances (Mann-Kendall) sur la maille SAFRAN 4439 (bassin de la Loue en amont de Chenecey-Buillon)

La Figure 31 décline cette approche à l'échelle du massif du Jura sur 4 cartes qui présentent les tendances à l'échelle saisonnière :

- En automne : à part une hausse significative (probabilité 10%) des pluies sur l'extrême nord du massif, aucune tendance significative n'est observée ;
- En hiver : une absence de tendance significative sur l'ensemble du massif
- Au printemps : une absence de tendance significative sur l'ensemble du massif
- En été : une hausse significative sur le haut-Doubs et la bordure nord-ouest du massif.

Ce résultat indique que la tendance à la hausse des pluies annuelles sur la partie nord du massif (cf. Figure 25) est uniquement engendrée par une hausse estivale des précipitations. Cela confirme également l'absence significative de tendance saisonnière sur le reste du massif.

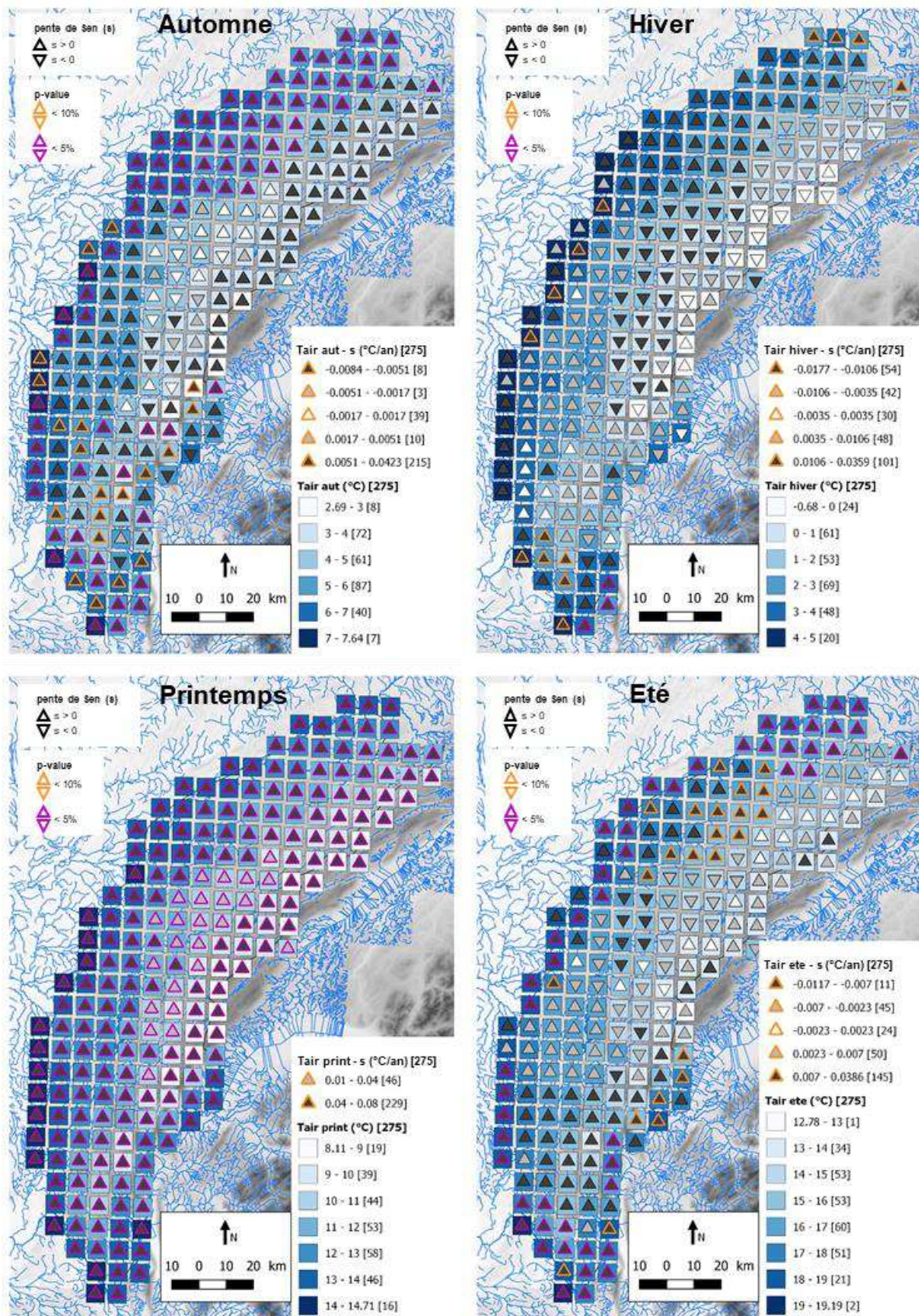


Figure 30 - Température moyenne saisonnière (°C) et résultats des tests de tendance Mann-Kendall sur la période 1970-2018

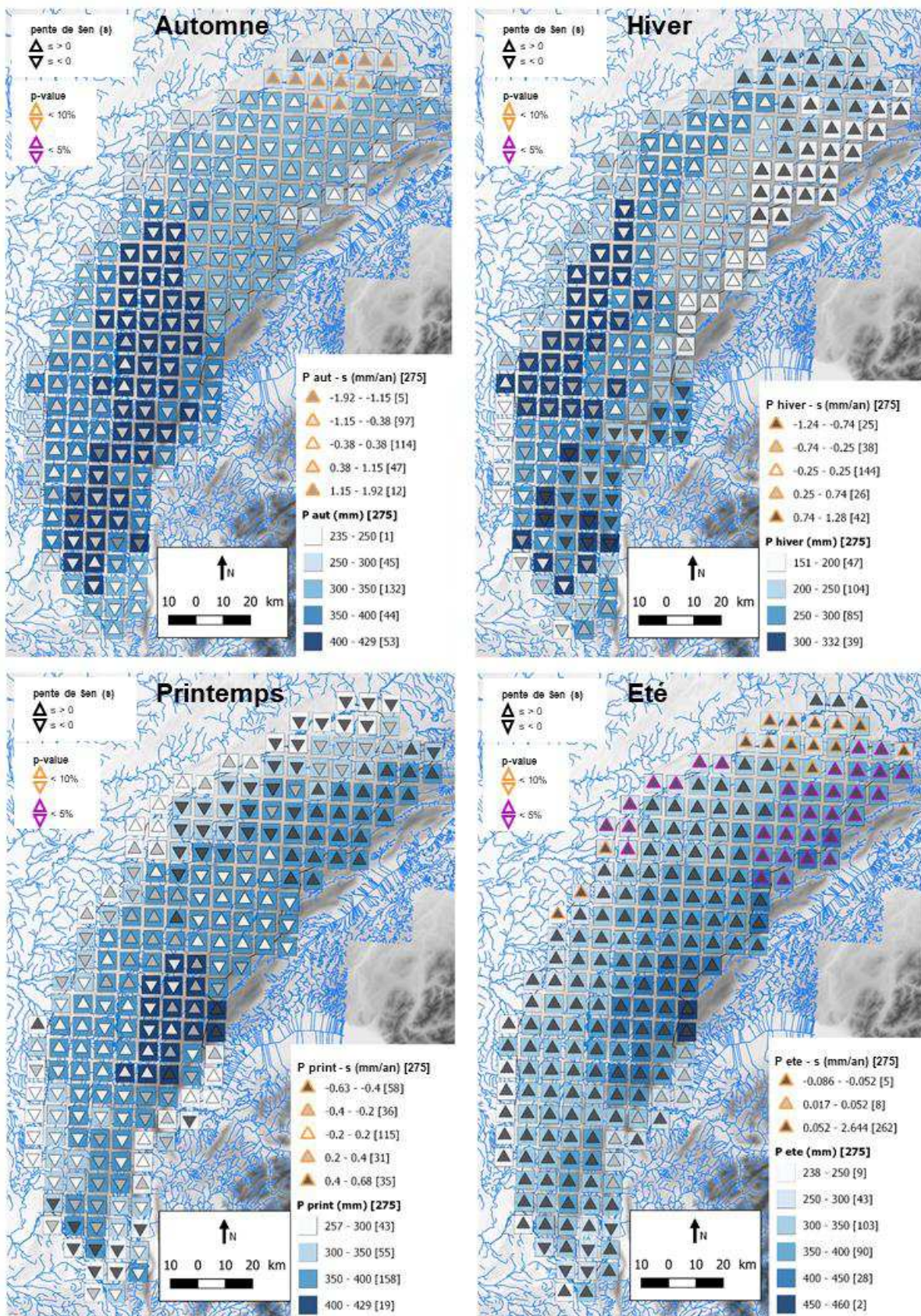


Figure 31 – Précipitations pluvieuses saisonnières (mm) et résultats des tests de tendance Mann-Kendall sur la période 1970-2018

4.5. TENDANCES SUR LES VARIABLES HYDROLOGIQUES

4.5.1. Présentation de la méthode

Les variables hydrologiques discutées sont le débit total Q des cours d'eau et sources, le débit de base Q_b et la pluie efficace Pe_{eff} . Les méthodes de calcul de Pe_{eff} et Q_b sont données en Section 0. Un exemple de découpage de Q_b est fourni dans la Figure 32.

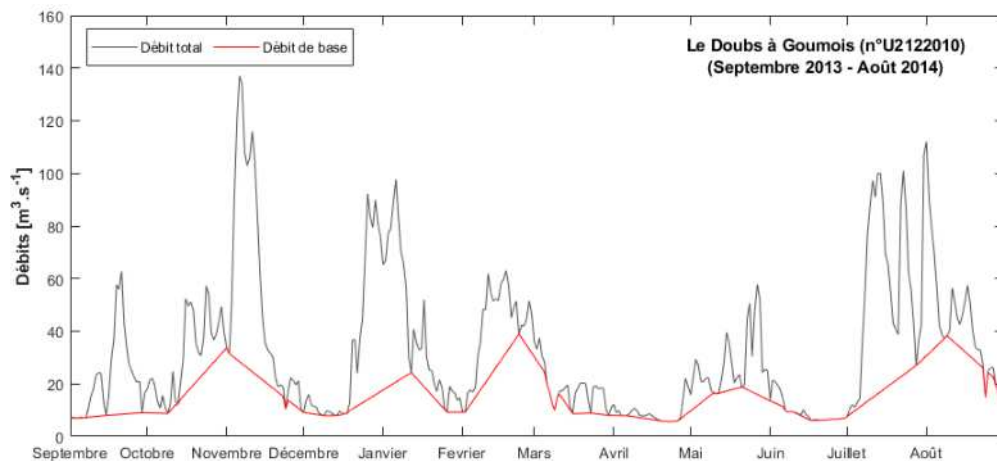


Figure 32 - Exemple de calcul du débit de base à partir de la méthode de Wallingford sur le Doubs à Goumois

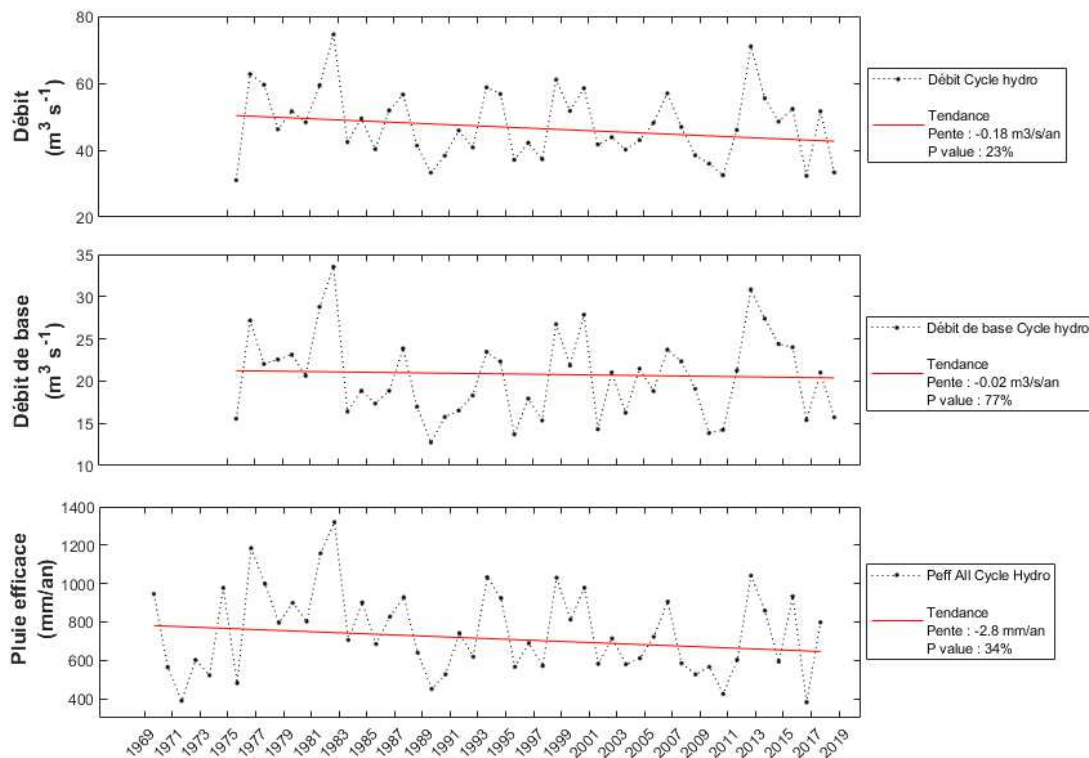


Figure 33 – Chroniques annuelles et résultats des tests de tendances (Mann-Kendall) sur les débits totaux, débits de base à la station de Chenecey-Buillon, et sur la pluie efficace sur la maille SAFRAN 4439 (bassin de la Loue en amont de Chenecey-Buillon)

Avant de présenter les tendances à l'échelle du massif jurassien, un exemple des calculs de tendance sur la maille SAFRAN 4439 en amont de Chenecey-Buillon et sur la station proprement dite est donné dans la Figure 33. On observe pour :

- Le débit total : pas de tendance significative malgré une pente de Sen négative d'environ $-1.80 \text{ m}^3/\text{s}$ par décennie, indiquant une diminution pourtant importante des débits de l'ordre de 4% par an;
- Le débit de base : pas de tendance significative malgré une pente de Sen négative de la composante lente du débit d'environ $-0.2 \text{ m}^3/\text{s}$ par décennie ;
- La pluie efficace : pas de tendance significative malgré une pente de Sen négative de -28 mm par décennie, ce qui nécessite d'être surveillé à l'avenir au regard de la valeur annuelle moyenne située autour de 700 mm/an (équivalent à une baisse de 4% par an).

4.5.2. Tendances inter-annuelles

a) Pluie efficace

Les résultats des analyses de tendances à l'échelle du massif jurassien sur les pluies efficaces *Pe_{eff}* sont présentés sur la Figure 34. *Pe_{eff}* est corrélée avec les précipitations moyennes, et est donc plus élevée en altitude. Les pentes de Sen sont majoritairement négatives et élevées (jusqu'à -50 mm par décennie) sur les reliefs les plus hauts de l'Ain, du Jura et sur les plateaux du Doubs. Pour autant les tests de tendance ne sont pas significatifs à la probabilité 10%. On note également quelques tendances positives de l'ordre de $+10$ à $+20 \text{ mm}$ par décennie sur le Haut-Doubs et le Revermont.

b) Débit total

Les résultats sur les débits totaux sont présentés sur la Figure 35 pour les stations hydrométriques DREAL qui ont au minimum 30 années de données. La taille du symbole différencie les longueurs de séries de 30 et 40 ans. Quel que soit les gammes de débit (carré en dégradé de bleu), on observe globalement des pentes de Sen négatives sur l'ensemble du massif, en tête de bassin comme à l'aval. Ces baisses sont significatives à un niveau de probabilité 10% sur 50% des stations, indiquant une diminution avérée des débits sur la moitié des stations du massif du Jura.

c) Débits de base

Les mêmes tests que ceux effectués sur les débits totaux ont été effectués sur les débits de base et sont présentés Figure 36. On observe globalement les mêmes diminutions de la part lente de l'écoulement des cours d'eau, significatives sur 35% des stations. Cela indique que la baisse des débits totaux est accompagnée en partie par la baisse des contributions issues des réserves d'eau souterraine.

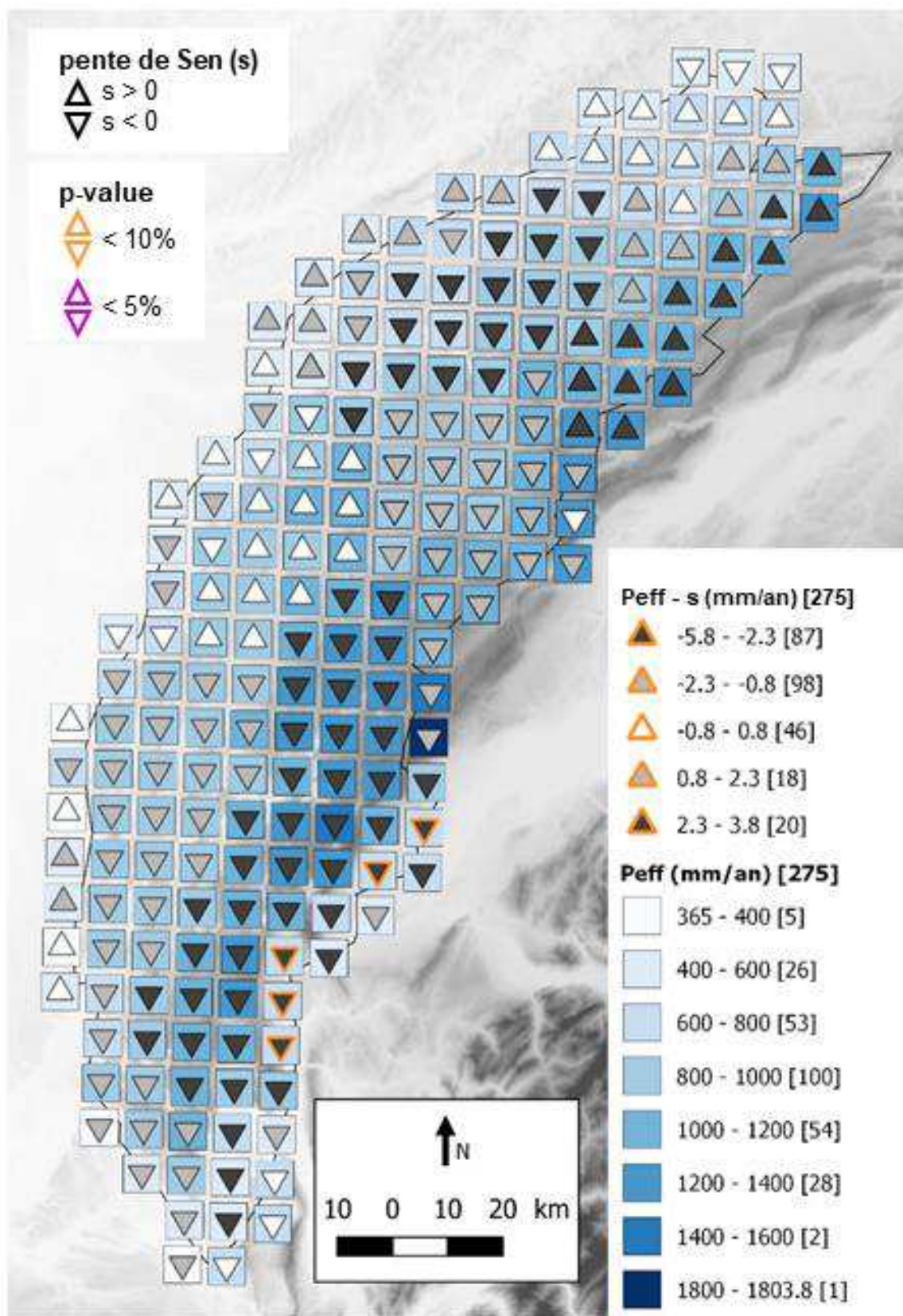


Figure 34 - Tendances des pluies efficaces annuelles (cycles hydrologiques) Pe_{eff} sur la période 1970-2018

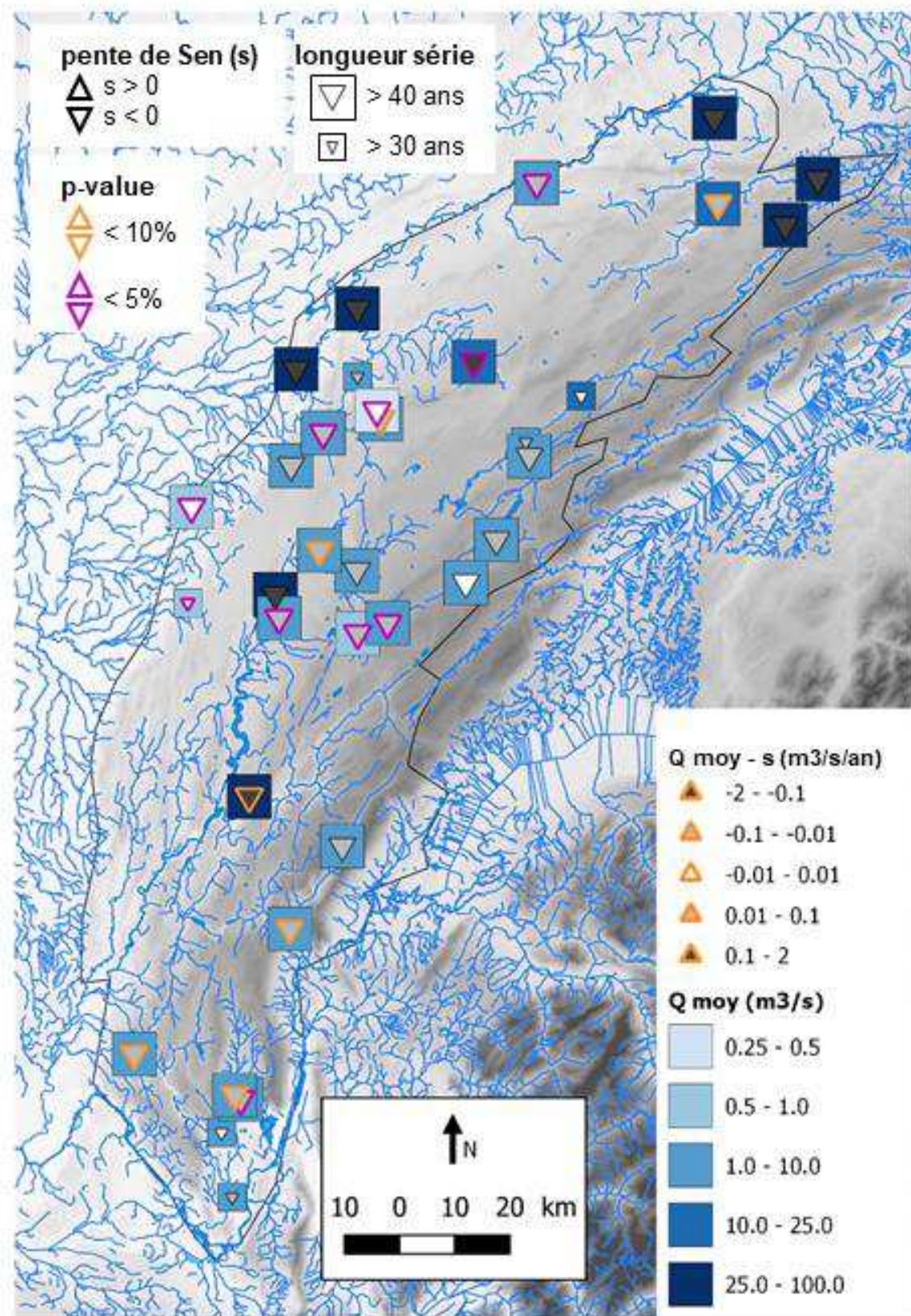


Figure 35 - Tendances des débits totaux moyens annuelles (cycles hydrologiques) Q_{moy} sur la période 1970-2018 pour les stations présentant plus de 30 ans (petit triangle) et 40 ans (gros triangle) de données

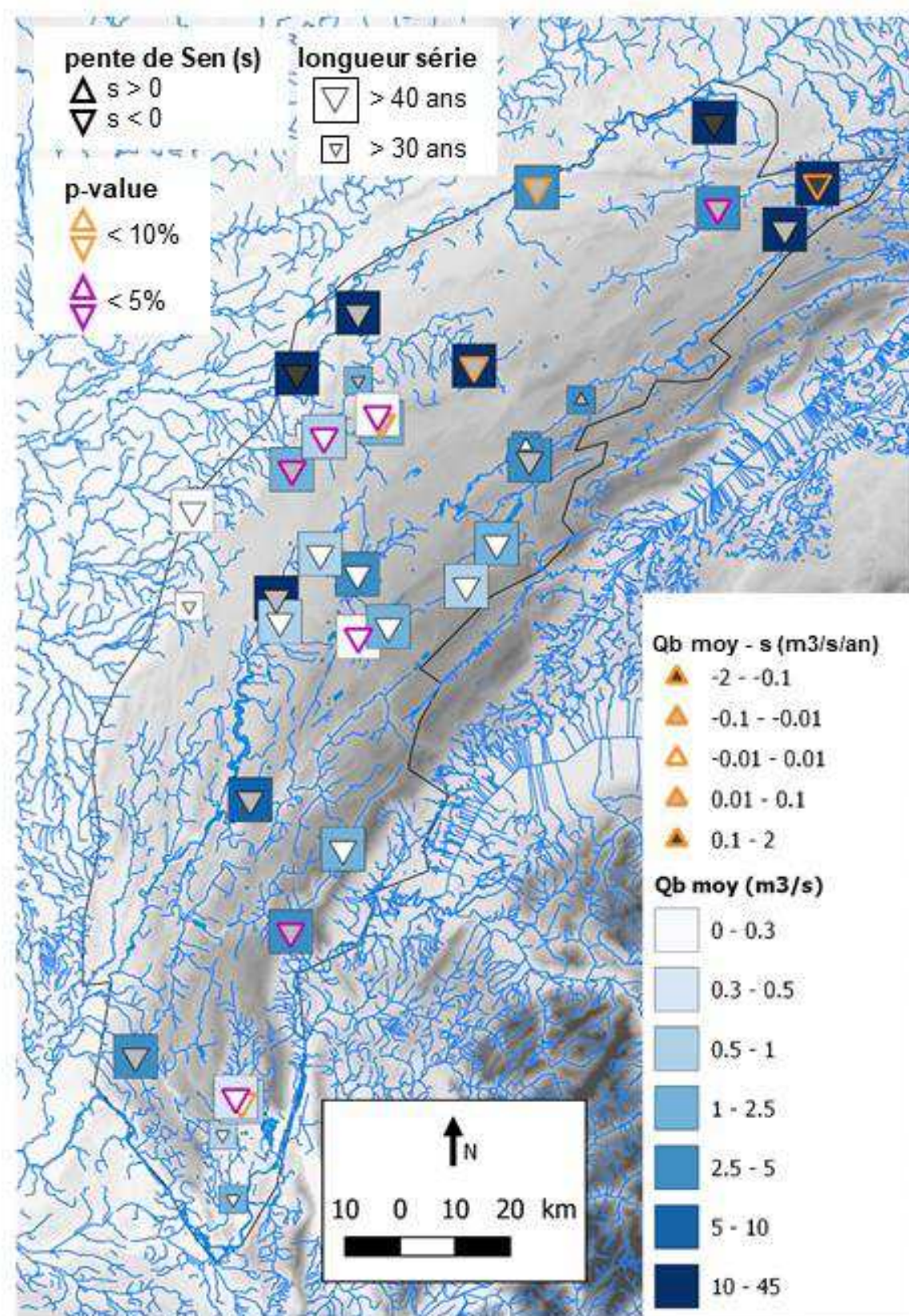


Figure 36 - Tendances des débits de base moyens annuelles (cycles hydrologiques) Q_b moy sur la période 1970-2018 pour les stations présentant plus de 30 ans (petit triangle) et 40 ans (gros triangle) de données

4.5.3. Tendances saisonnières

Les tests de tendance saisonniers ont été réalisés sur les données de débit total. La Figure 37 montre les 4 cartes de tendances saisonnières, où l'on observe :

- En automne : des pentes de Sen négatives sur l'ensemble des stations du massif, avec une tendance à la baisse significative à la probabilité 10% sur près de la moitié des stations
- En hiver : une absence de tendance significative mis à part 2 stations (probabilité 10%)
- Au printemps : des pentes de Sen positives sur l'ensemble des stations du massif, avec une tendance à la hausse significative à la probabilité 10% sur 1/5^{ème} des stations
- En été : des pentes de Sen négatives sur l'ensemble des stations du massif, avec une tendance à la baisse significative à la probabilité 10% sur 1/5^{ème} des stations.

Ce résultat indique que les tendances significatives à la baisse des débits moyens annuels sur la moitié des stations (cf. Figure 35) sont principalement contrôlées par une baisse lors de la saison automnale qui inclut la fin de la période d'étiage et le début du nouveau cycle hydrologique. Cela nous amène à nous intéresser aux indicateurs de sécheresse dans la prochaine section. En l'absence de variations significatives des précipitations (Figure 31), les quelques tendances à la hausse des débits au printemps peuvent être rattachées à celles des températures printanières (Figure 30) qui pourraient jouer sur une fonte plus rapide du manteau neigeux.

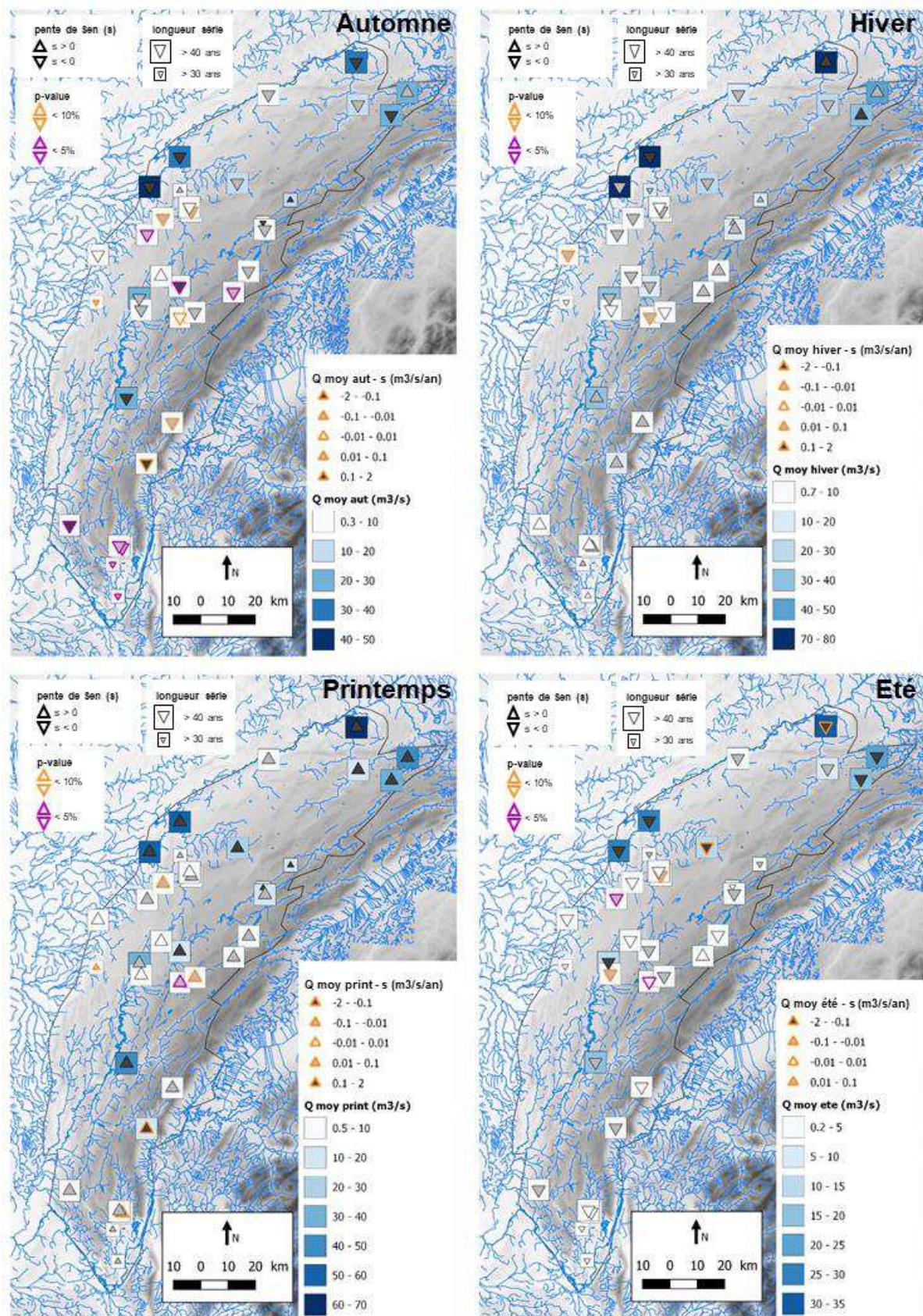


Figure 37 – Débits totaux moyens saisonniers ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) et résultats des tests de tendance Mann-Kendall pour les stations présentant plus de 30 ans de données

4.5.4. Tendances des indicateurs de sécheresse

Différents indices de sécheresse ont été calculés annuellement d'après les travaux de Giuntoli et al. (2013) présentés Figure 38. Les indices les plus pertinents retenus pour notre analyse sont :

- Le début d'étiage 'Start' lorsque le volume d'étiage atteint 10% de sa valeur annuelle
- La fin d'étiage 'End' lorsque le volume d'étiage atteint 90% de sa valeur annuelle
- La durée de l'étiage (Date_End – Date_Start)
- Le volume d'étiage qui correspond au volume déficitaire théorique sous une valeur seuil de débit (le percentile 15 pour notre étude)

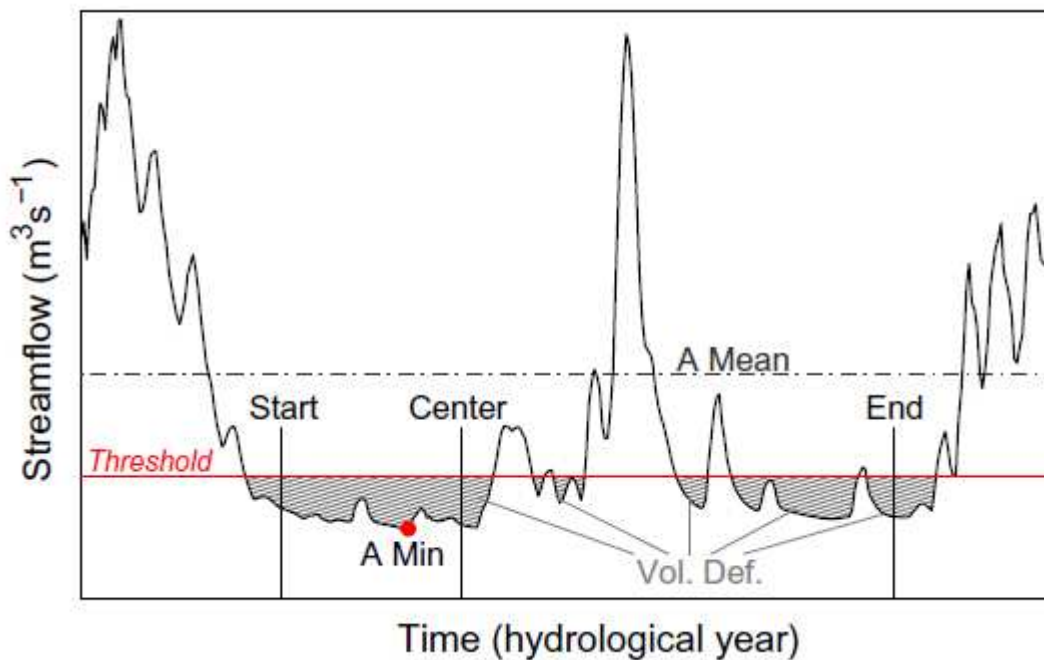


Figure 38 – Indices sècheresses (d'après Giuntoli et al., 2013)

Deux autres indicateurs standards sont utilisés dans cette étude :

- VCNn : Débit minimal (moyen) calculé sur n jours consécutifs
- QCNn : Seuil minimal au-dessous duquel les débits sont restés pendant n jours consécutifs

Différentes valeurs de n ont été testées (3, 10, 30, 60 jours) et seuls les 2 indices VCN30 et QCN3 sont présentés par la suite.

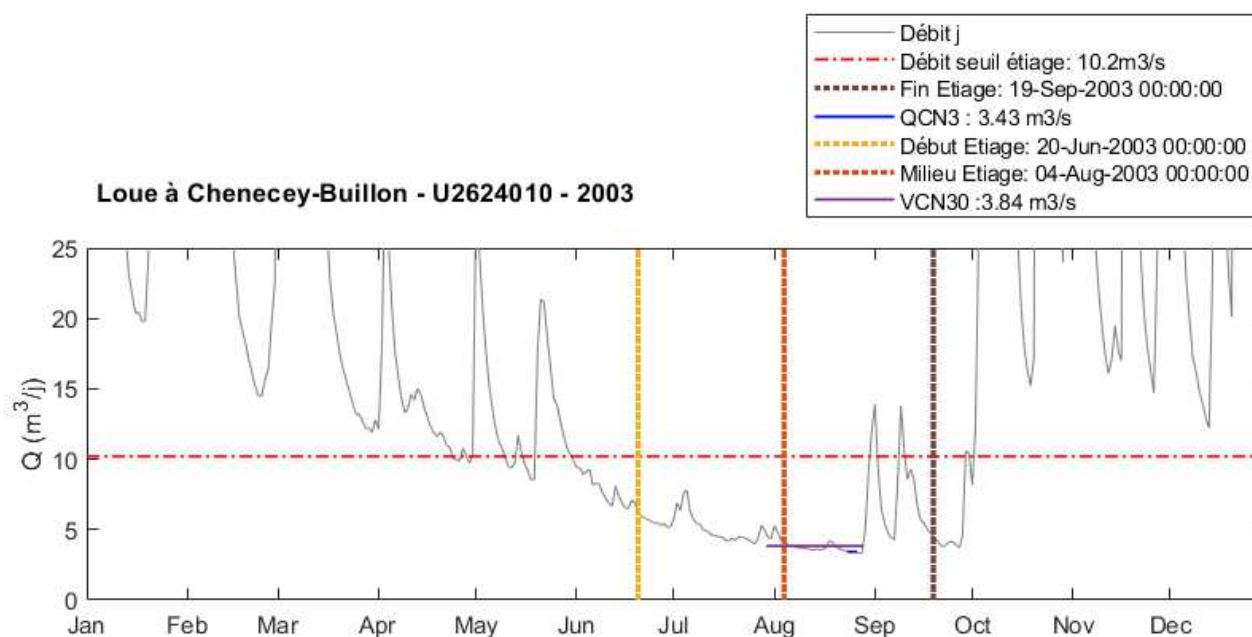


Figure 39 – Indices sécheresses calculés pour la Loue à Chenecey-Buillon en 2003

Un exemple d'extraction de ces indices sécheresse lors de l'année caniculaire de 2003 sur la Loue est présenté en Figure 39. Les résultats des indices sécheresses sur l'ensemble des stations hydrométriques présentant plus de 30 ans de données sont présentés Figure 40 et Figure 41. On observe :

- **Début des étiages** : une généralisation de pentes de Sen négatives (témoignage d'un début de plus en plus tôt dans l'année), avec des tendances significatives à la baisse sur 25% des stations, principalement situées sur des cours d'eau en tête de bassin (Ain amont, Cuisance, Lison, Dessoubre...);
- **Fin des étiages** : une variété de pentes de Sen positives et négatives, avec tendances significatives sur 15% des stations. Là où la tendance est avérée, la majorité de hausse indique tout de même une fin d'étiage souvent plus tardive ;
- **Durée des étiages** : $\frac{3}{4}$ des stations présentent une pente de Sen positive - synonyme d'un allongement de la durée de l'étiage – avec une tendance significative sur $\frac{1}{3}$ de ces stations (Dessoubre, Lison, Cuisance, Semine, Séran, Saine) ; on note que 2 stations présentent une tendance significative à la baisse de la durée de l'étiage, il s'agit du Doubs à Goumois influencé par les aménagements hydroélectriques EDF, et de la Bienne à Morez (notés respectivement 1 et 2 sur la Figure) ;
- **Volume déficitaire de l'étiage** : $\frac{2}{3}$ des stations présentent une pente de Sen à la hausse – synonyme d'une amplification de l'étiage – avec une tendance significative sur $\frac{1}{4}$ de ces stations ; on note que 2 stations présentent une tendance significative à la baisse : le Doubs à Ville du Pont dont le débit est régulé par le lac de St Point, et la Brenne à Seillières (notés respectivement 3 et 4 sur la Figure) ;
- **QCN3 et VCN30** : des tendances très similaires entre ces 2 indices sont observées, en lien avec celles décrites sur le volume déficitaire de l'étiage. Trois quart des stations présentent des pentes de Sen négatives, avec des tendances significatives sur 10 à 15% de ces stations. Des tendances significatives à la hausse sont observées pour les stations du Doubs amont, influencées par les régulations de débit au niveau du lac de St Point et par les aménagements hydroélectriques EDF en amont de Goumois notamment.

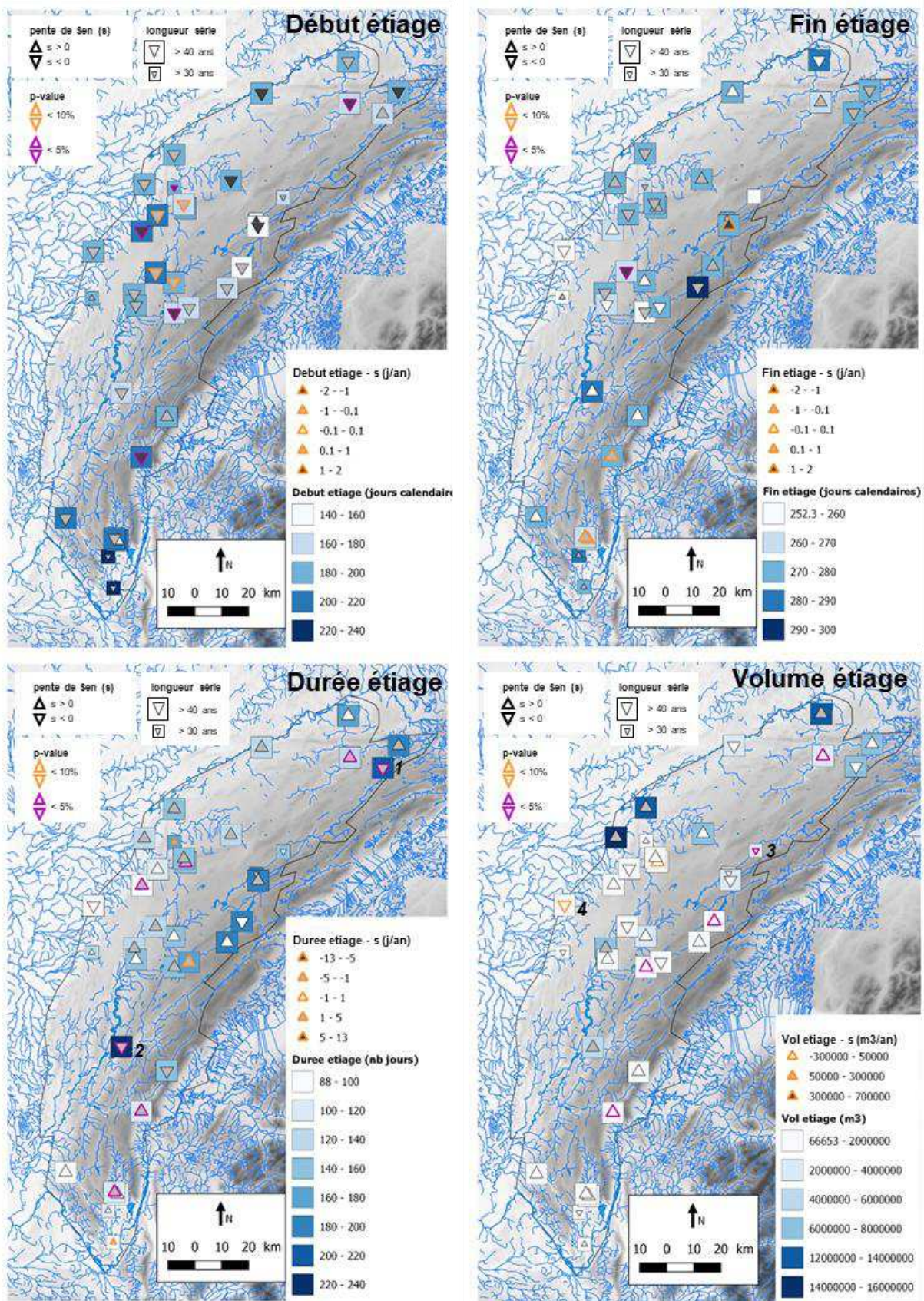
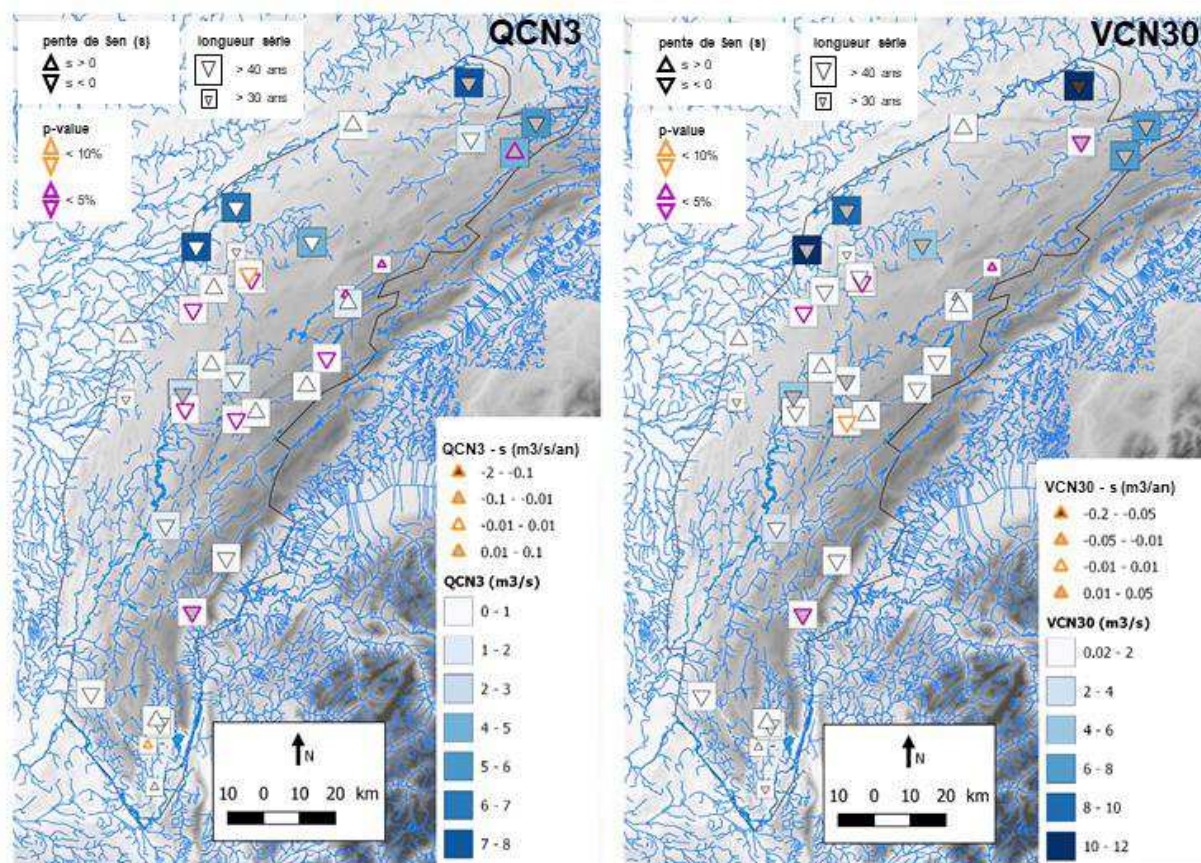


Figure 40 – Tendances des indices d'étiage pour les stations présentant plus de 30 ans (petit triangle) et 40 ans (gros triangle) de données ; 1 = Doubs en aval des barrages EDF ; 2= Bienne aval



Globalement, à l'échelle du massif du Jura, nous observons donc une tendance à la sévérité des étiages sur une partie des cours d'eau non influencés par les régulations de débit (Lac de St Point et aménagements hydroélectriques). Ces tendances sont significatives sur un pourcentage important (environ 1/5 des stations), en lien avec les tendances à la baisse des débits totaux et des débits de base observée précédemment sur la moitié des stations. Cela est cohérent avec les résultats obtenus par Giuntoli et al. (2013) qui montrent que les principales stations historiques (>40 ans) du massif du Jura (comme un large quart sud-est de la France) ont une tendance à la sévérité des étiages à travers notamment une précocité des dates de leur début.

4.6. SYNTHESE

En synthèse, le Tableau 4 présente un résumé des principales tendances observées à l'échelle du massif du Jura sur les variables hydro-climatiques sur la période 1970-2018. On note globalement une augmentation de la température de l'air, l'absence de tendance (ou tendance à la hausse localisée) de la pluie, une baisse de l'enneigement en zone basse et plateau de la moitié nord, une augmentation généralisée de l'ETP. Ces résultats indiquent une augmentation chronique du stress hydrique lié principalement au réchauffement climatique.

La baisse sur les débits, qui est avérée sur la moitié des stations réparties sur l'ensemble du massif est cohérente avec la baisse notable des pluies efficaces et met en évidence une diminution progressive et durable des ressources en eau sur le massif du Jura depuis 50 ans.

Ces résultats illustrent la vulnérabilité des hydrosystèmes karstiques du massif jurassien face au changement climatique, matérialisé principalement par un réchauffement en l'absence de tendance nette dans les précipitations. Cela se traduit par une tendance à la sévérité des étiages sur un grand nombre de cours d'eau non influencés par les aménagements hydroélectriques.

Variable	Effet d'altitude	Tendance	Interprétation
Température de l'air Tair	Relation inverse avec l'altitude	A la hausse sur l'ensemble du massif Effet saisonnier avec hausse au printemps et localement en automne	Réchauffement généralisé à l'ensemble du massif depuis 50 ans, avec un effet saisonnier pour des printemps plus chauds
Pluie P	Augmentation avec l'altitude	A la hausse sur le Haut- Doubs Pas de tendance significative sur la zone la plus arrosée et sur le sud Effet saisonnier avec hausse estivale sur le Haut-Doubs	Peu d'évolution globale ; tendance annuelle légère à la hausse sur le Doubs contrôlée par une hausse estivale
Neige	Augmentation avec l'altitude	A la baisse sur les plateaux du Doubs Pas de tendance significative sur le centre et le sud du massif	Plus faible enneigement en zone basse et plateaux du Doubs
ETP	Relation inverse avec l'altitude sur les plateaux	A la hausse sur l'ensemble du massif	Plus fort stress hydrique sur la recharge à l'échelle du massif
Pluie efficace Peff	Augmentation avec l'altitude	Pas de tendance significative, malgré une baisse sur l'ensemble du massif (sauf le Haut-Doubs, à la hausse)	Variable à surveiller dans l'avenir (baisse non significative) et à rattacher à l'évolution des débits
Débit total Q	Dépend de la surface du bassin	A la baisse sur 50% des stations	Evidence d'une diminution de la ressource en eau sur une grande partie des cours d'eau, quel que soit la taille du bassin
Débit de base Qb	Dépend de la surface du bassin	A la baisse sur 35% des stations	Evidence d'une diminution des réserves issues des eaux souterraines
Indices sécheresse calculés sur les débits totaux		Sévérité (précocité et allongement de la durée) des étiages sur environ 1/5 des cours d'eau	Intensification des étiages sur une partie des cours d'eau, en lien avec la baisse globale de la recharge (pas de tendance de P, augmentation ETP, baisse de Peff)

Tableau 4 – Synthèse des tendances observées à l'échelle du massif du Jura sur les variables hydro-climatiques

5. Température de l'eau

Le régime thermique des rivières a un rôle prépondérant dans l'équilibre des écosystèmes. La température de l'eau apparaît alors comme une variable clé pour en déterminer sa qualité. L'hétérogénéité spatiale de la thermie contrôle par exemple la distribution des espèces piscicoles des rivières. Ainsi la variabilité spatio-temporelle de la température mérite d'être analysée à large échelle afin de caractériser la sensibilité des cours d'eau au réchauffement, comme leur capacité à la régulation par les eaux souterraines.

5.1. DONNEES

Les données collectées sont présentées dans le Tableau suivant.

Variables collectées	Symbole	Extension	Source de la donnée	Pas de temps	Longueur de la série
Température de l'eau	T _{eau}	79 stations sur le massif du Jura	Naïades	journalier	1970-2018
		36 stations sur le massif du Jura	ADES		
		Source d'Arcier, Loue à Chenecey-Buillon	Ville de Besançon		
		13 stations	ARS25 et ARS39		
		5 stations	Réseau QUARSTIC (CD25)		

Tableau 5 – Données temporelles pour l'analyse des températures de l'eau

5.2. VARIABILITE SPATIO-TEMPORELLE A L'ECHELLE DU MASSIF DU JURA

5.2.1. Analyse des percentiles

La Figure 42 présente la variabilité spatiale de la température de l'eau pour les stations possédant un suivi sur la décennie 2010-2020 (au moins 60 valeurs sur la période). Pour chacune des stations, sont présentées les percentiles P10, P50 et P90, ainsi que la moyenne. Ce mode de représentation permet de visualiser rapidement les stations possédant de fortes variabilités inter-annuelles lorsqu'un contraste entre les 3 percentiles est mis en évidence. Les stations où la température de l'eau est peu variable sont caractérisées par des valeurs homogènes des 3 percentiles autour de la moyenne.

Les températures moyennes des eaux de surface (symbole d'un demi-cercle) oscillent autour de 10.5°C, avec P10 et P90 moyens à respectivement 5.7 et 16.7°C. Les eaux souterraines à la source d'Arcier (symbole triangle) oscillent autour d'une moyenne de 10.4°C, avec P10 et P90 moyens à respectivement 8.0 et 12.6°C. Cela illustre le fort potentiel régulateur des aquifères sur la thermie de l'eau, en comparaison avec les eaux de surface soumises aux contrastes thermiques atmosphériques journaliers et saisonniers.

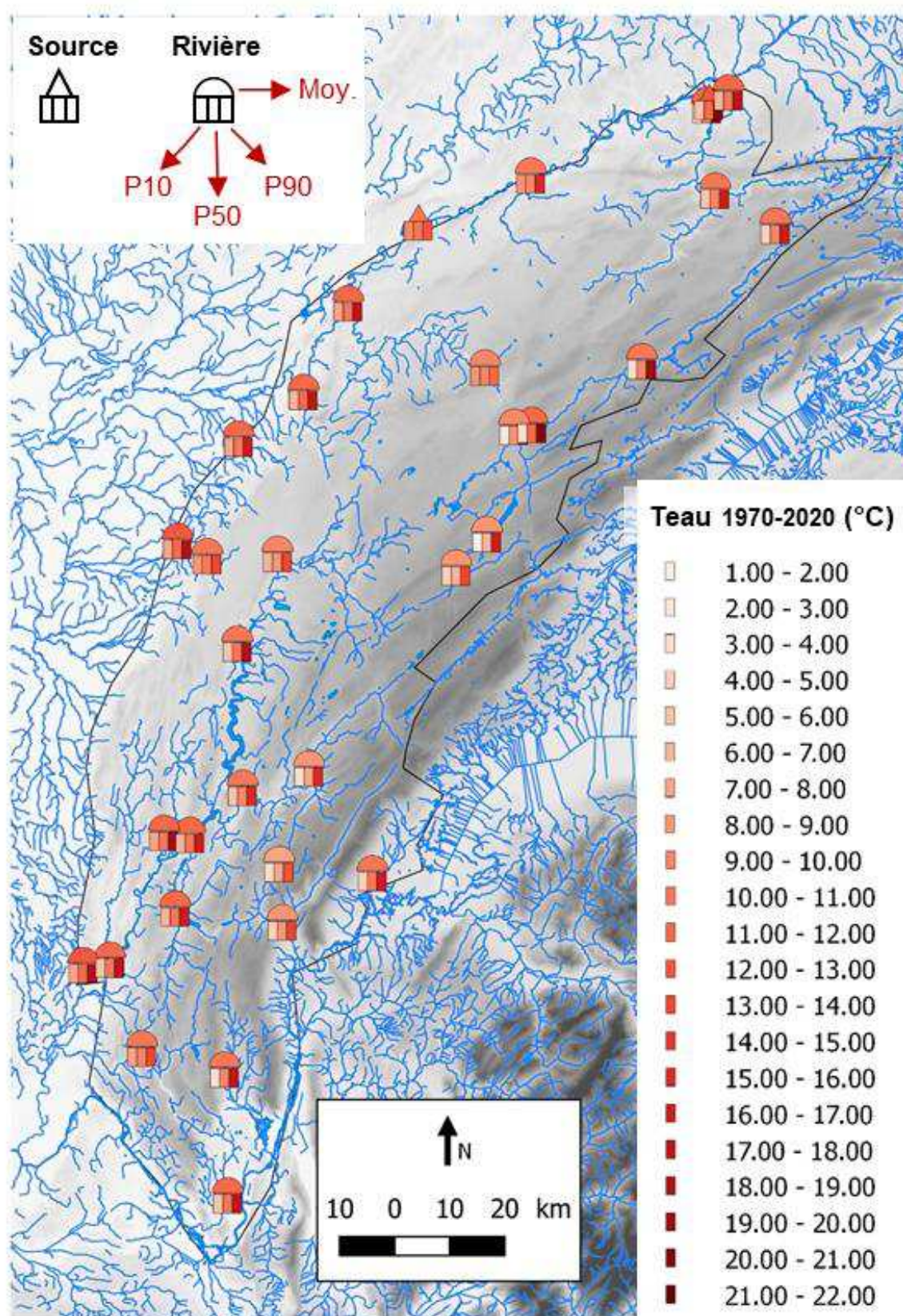


Figure 42 – Percentiles 10, 50, et 90, et moyenne des températures de l'eau de sources et de rivières pour les stations comportant plus de 30 ans de données sur la période 1970-2020

Sur la carte de la Figure 42, certaines stations de surface (symbole d'un demi-cercle) ont de faibles variations lorsqu'elles se situent à proximité de sources importantes, atténuant les influences atmosphériques sur le réchauffement de l'eau. C'est le cas de la Loue à Mouthier Haute-Pierre par exemple, mais également du Cusancin à Baume-les-Dames ou de la Seille à Nevy-sur-Seille. Plusieurs stations de surface sur les principaux cours d'eau (Doubs, Loue, Ain, Bienne) confirment de fortes amplitudes de variation. On notera pour exemple de forts contrastes sur les stations :

- du Doubs à Arçon : P10=3.2°C ; P50=10.8°C ; P90=20.27°C
- de la Loue à Chenecey-Buillon : P10=7.5°C ; P50=11.0°C ; P90=18.0°C
- de la Vallière à Montmorot : P10=7.16°C ; P50=12.2°C ; P90=20.62°C
- De l'Orbe à Bois d'Amont : P10=1.6°C ; P50=11.35°C ; P90=20.02°C

5.2.2. Analyse des tendances

a) Exemples de tendances sur le long terme

Deux exemples de calculs de tendances sur des chroniques supérieures à 30 ans avec un suivi régulier illustrent l'évolution non monotone de la température selon les sites. La Figure 43 présente les données du Doubs à Arçon et la Figure 44 de la Loue à Chenecey-Buillon. Dans les 2 cas, si le calcul de tendance est réalisée sur l'ensemble de la chronique, elle apparaît à la hausse et significative respectivement à la probabilité 7 et 0.2%. Par contre, si 2 tendances sont calculées en segmentant la chronique de part et d'autre de janvier 2005, la tendance à la hausse est stoppée dans le cas du Doubs (avec une pente de Sen négative post-2005) mais pas sur la Loue (hausse significative à la probabilité 5% sur les 2 périodes ante- et post-2005). Cela traduit des réponses divergentes pour ces 2 secteurs depuis 15 ans, en lien avec des contextes hydro-morphologiques contrastés et de possibles influences liées aux aménagements des cours d'eau.

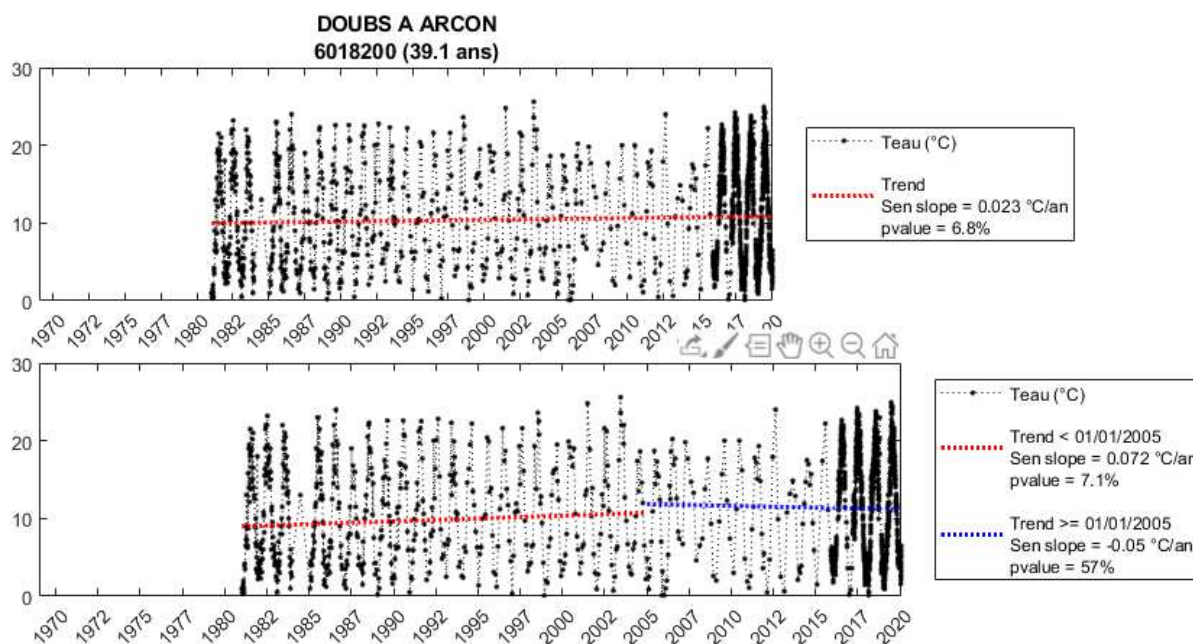


Figure 43 – Tendances de la température de l'eau sur le Doubs à Arçon ; une tendance sur l'ensemble de la chronique est réalisée (en haut) et une segmentation de la tendance à partir de 2005 met en évidence un changement de pente

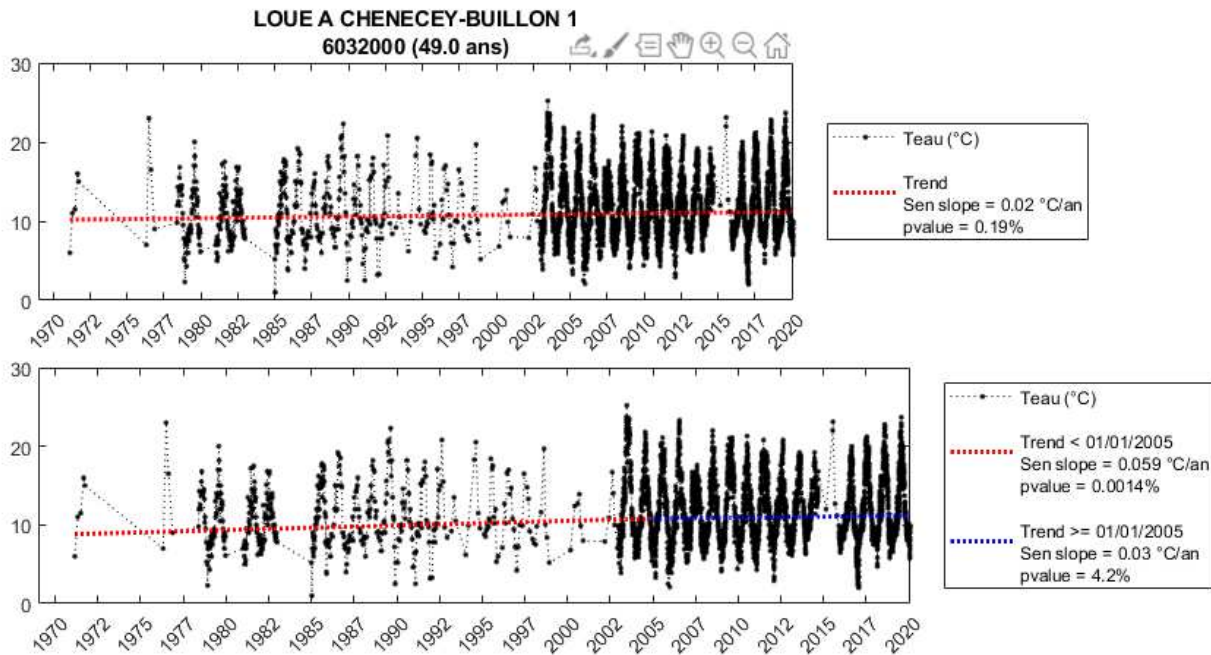


Figure 44 – Tendances de la température de l'eau sur la Loue à Chenecey-Buillon ; une tendance sur l'ensemble de la chronique est réalisée (en haut) et une segmentation de la tendance à partir de 2005 ne met pas en évidence de changement de pente

b) Tendances sur l'ensemble des stations des eaux de surface et souterraines

Le calcul de la tendance moyenne de l'ensemble des données des stations d'eaux souterraines et de surface est présenté Figure 45. Bien qu'il existe une grande variabilité spatiale des températures à l'échelle du massif, cet exercice permet d'avoir une vision globale à l'échelle du massif du Jura. On observe globalement une augmentation continue de la température de l'eau pour les stations d'eaux souterraines, alors que l'évolution pour les eaux de surface est moins évidente, avec une légère augmentation dans les années 80 et 90 et une baisse dans les années 2000 si l'on segmente les séries de données.

La spatialisation de ces informations par décennies, va permettre de discuter de ces évolutions non monotones et variables d'un site à un autre.

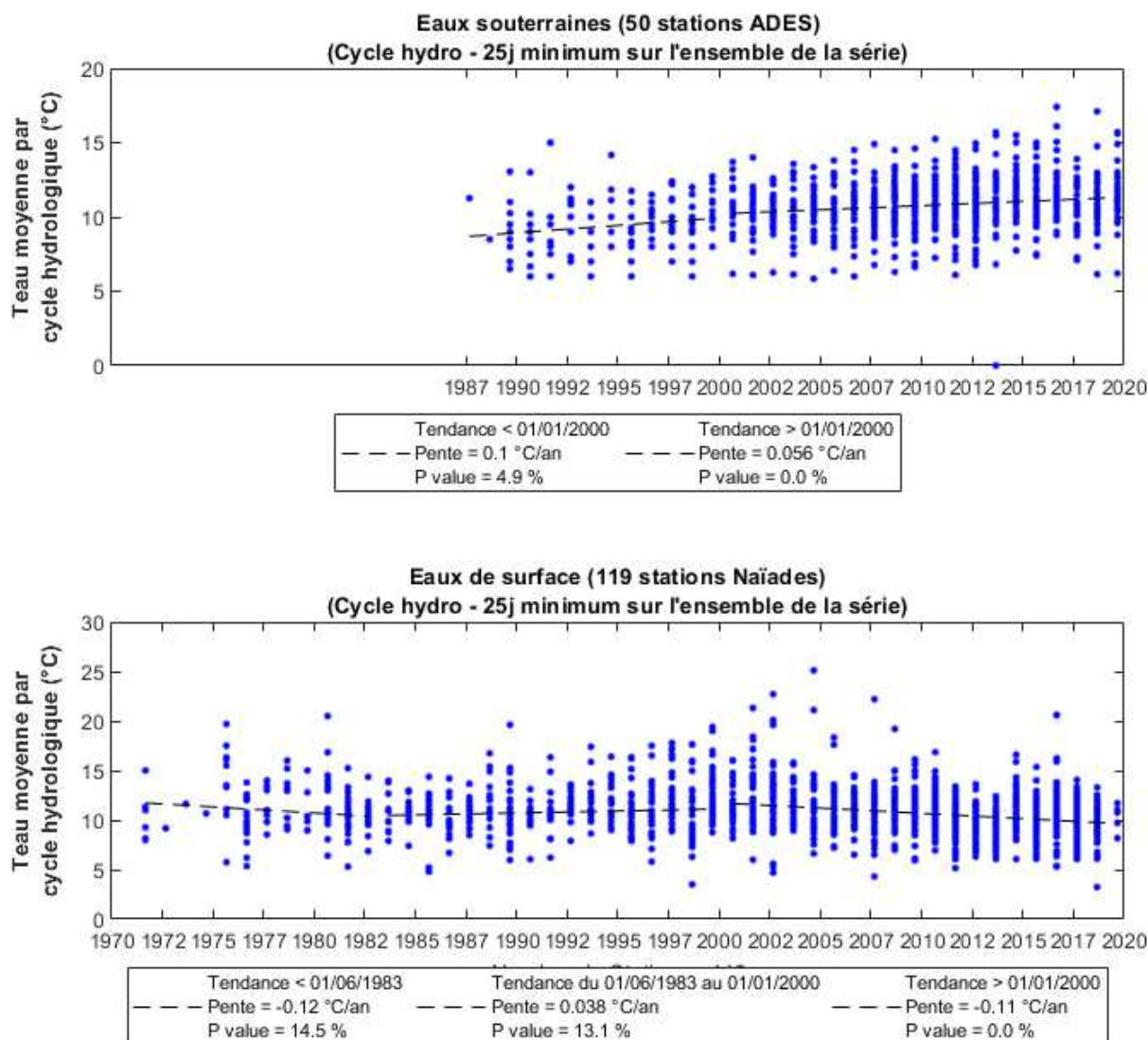


Figure 45 – Tendances sur les températures des eaux de l'ensemble des stations d'eaux souterraines (en haut) et de surface (en bas)

c) Spatialisation à l'échelle du massif

Du fait de tendances non monotones sur le long terme, mais aussi du fait d'une acquisition éparse selon les périodes et les sites, les calculs de tendances ont été réalisés par décennie. La Figure 46 présente les résultats de ces tendances avec une carte par décennie où sont affichées les pentes de Sen qui renseignent sur le sens de la tendance. Le type de symbole est le même que celui utilisé pour l'analyse des tendances hydro-climatiques en Chapitre 4. Les eaux souterraines sont représentées par des cercles et les eaux de surface par des carrés. Le niveau de probabilité des tendances est indiqué par la couleur du contour (orange et violet pour respectivement les p-value < 10 et 5%). La pente de la tendance est indiquée par un dégradé de gris.

On note l'augmentation du nombre de stations au cours des dernières décennies. Un tri sur le nombre de données (au moins 60 valeurs sur la période pour chaque site retenu) et la longueur de la série (au moins 8 ans de données par décennie) a été réalisé afin de fiabiliser les résultats. Ce critère relatif au nombre de données limite donc l'analyse des eaux souterraines à la seule source d'Arcier qui compte un suivi journalier à compter des années 2000.

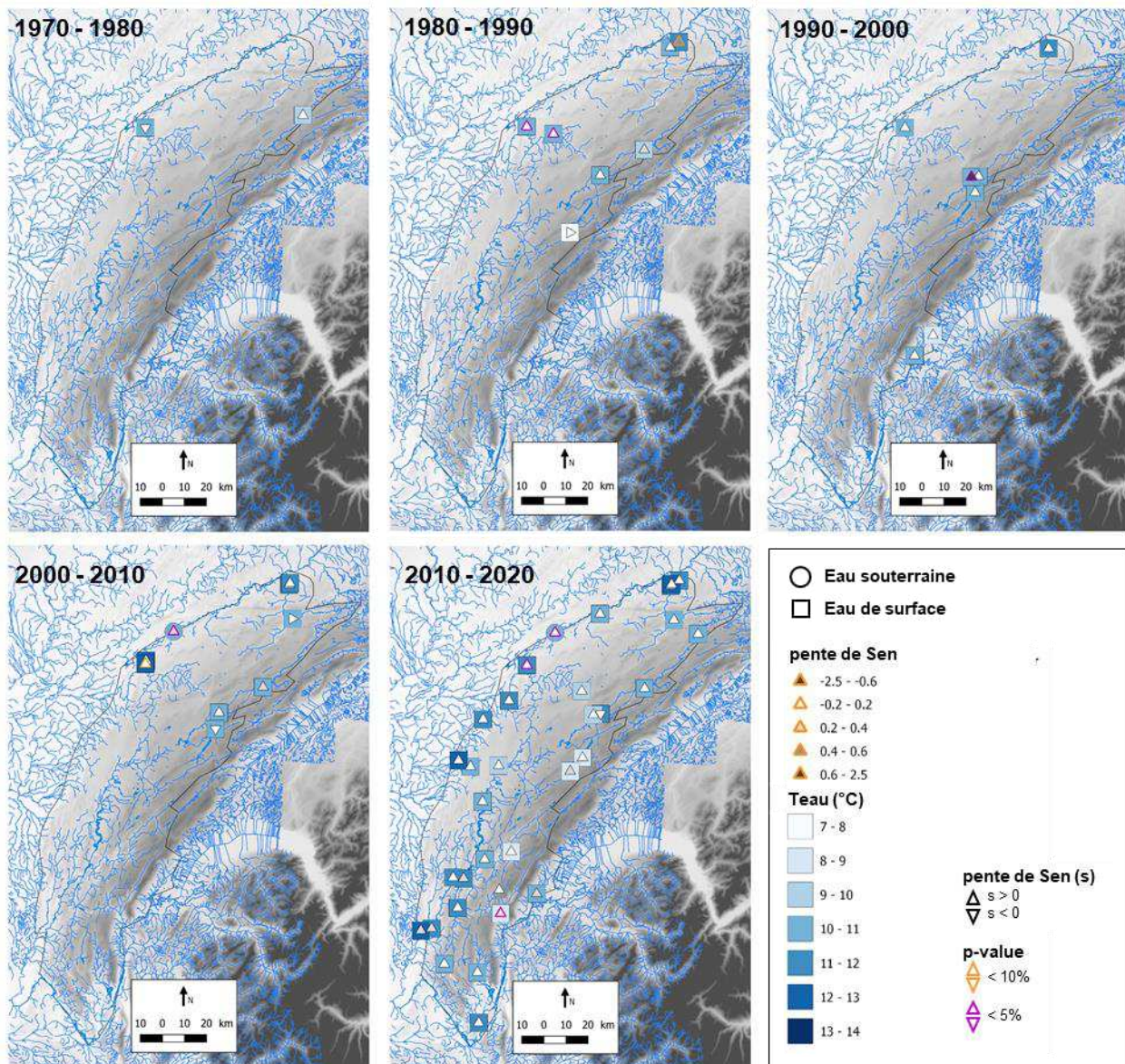


Figure 46 – Tendances décennaire de la température des eaux de surface et souterraines à l'échelle du massif du Jura

On observe globalement que les pentes de Sen sur les eaux sont majoritairement positives (augmentation des températures) à partir des années 1980. Auparavant, la décennie 1970-1980 ne possède que 2 sites où les tendances sont réalisables.

La Loue - qui est l'un des cours d'eau suivi historiquement - montre des tendances à la hausse depuis les années 1980, qui sont significatives à la probabilité 10% en 2000-2010 et 5% sur les décennies 1980-90 et 2010-2020. La source d'Arcier montre le même phénomène depuis les années 2000, date de début d'acquisition de données régulières. On observe également une tendance à la hausse significative à la probabilité 5% sur le Drueon à Vuillecin sur les années 1990-2000, et sur la Valserine à Montanges dans les années 2010-2020.

A partir des années 2010, le panel de sites couvre différentes tailles de bassin, et on note que malgré des pentes de Sen positives sur tous les sites, les tendances ne sont significatives que

pour la Loue, Arcier, et la Valserine. Il sera intéressant de suivre les évolutions dans un futur proche afin de vérifier si une tendance généralisée se poursuit.

5.3. VARIABILITE AUX DIFFERENTES ECHELLES FREQUENCIAELLES

5.3.1. Variabilité du signal de température de l'eau aux différentes composantes fréquentielles

La décomposition fréquentielle des séries chronologiques permet de caractériser leur variabilité au niveau de chaque composante. L'approche par analyse multirésolution a été appliquée dans cette étude sur les données de thermie. Un exemple de décomposition sur les données de la température de l'eau de la source d'Arcier est donné sur la Figure 47. On note par exemple les variations hautes fréquences pour les premières composantes de 2 à 16 jours sur la période 2009-2012 ainsi que les fortes variations annuelles à 256 jours (cycle annuel) sur l'ensemble de la période.

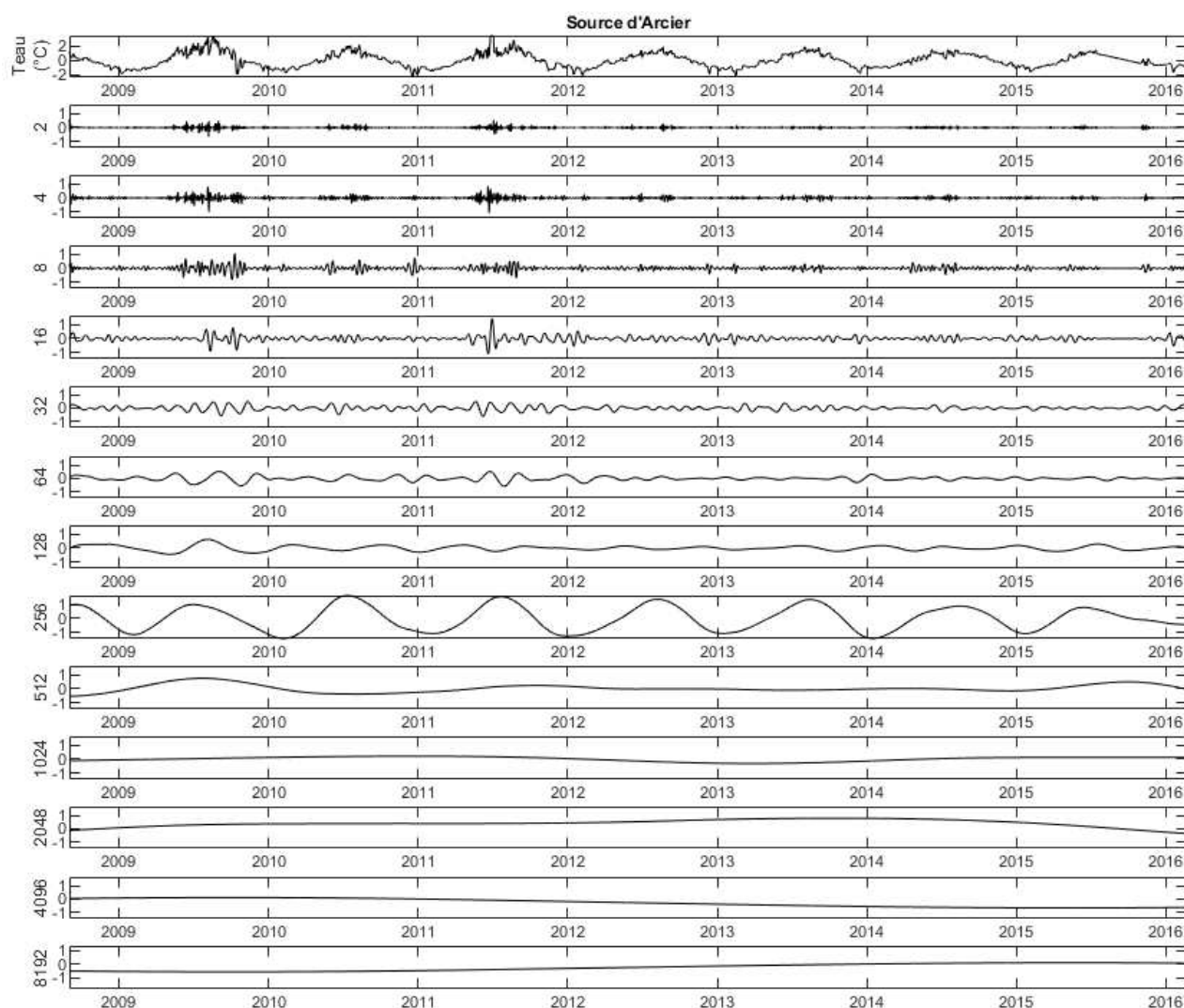


Figure 47 – Exemple de décomposition du signal de température de l'eau à la source d'Arcier par multirésolution (composantes en jours)

A partir de cette décomposition, on s'intéresse aux amplitudes de variation par composante. Pour qu'elles soient comparables à d'autres sites et à d'autres variables (hydrologiques par exemples), l'écart-type de chaque composante est calculé après décomposition du signal normalisé entre 0 et 1. Le résultat sur les différentes variables hydrologiques et thermiques à la source d'Arcier est donné Figure 48. Pour les séries de température de l'eau (Teau) et de l'air (Tair), on observe nettement que l'amplitude de variation est la plus forte sur la composante 1 an (256 jours). C'est également le cas dans une moindre mesure pour le débit (Q), qui présente des variations importantes également pour les composantes infra-annuelles. Par contre, la variabilité des signaux de pluie et de pluie efficace est principalement contrôlée par les hautes fréquences, à l'image des fortes valeurs des écart-types dans les premières composantes.

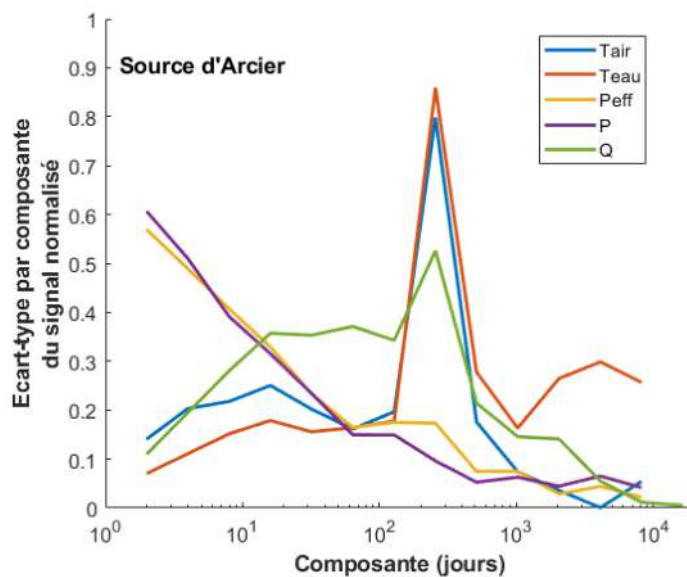


Figure 48 – Variabilité du signal de température de l'eau et des signaux hydrologiques par composantes fréquentielles à la source d'Arcier

A partir de cette analyse multirésolution, il est possible de regrouper les composantes afin qu'elles soient plus facilement interprétables en terme de périodicités : infra-hebdomadaires, hebdomadaires, ... , annuelles. Un exemple est donné sur la Figure 49.

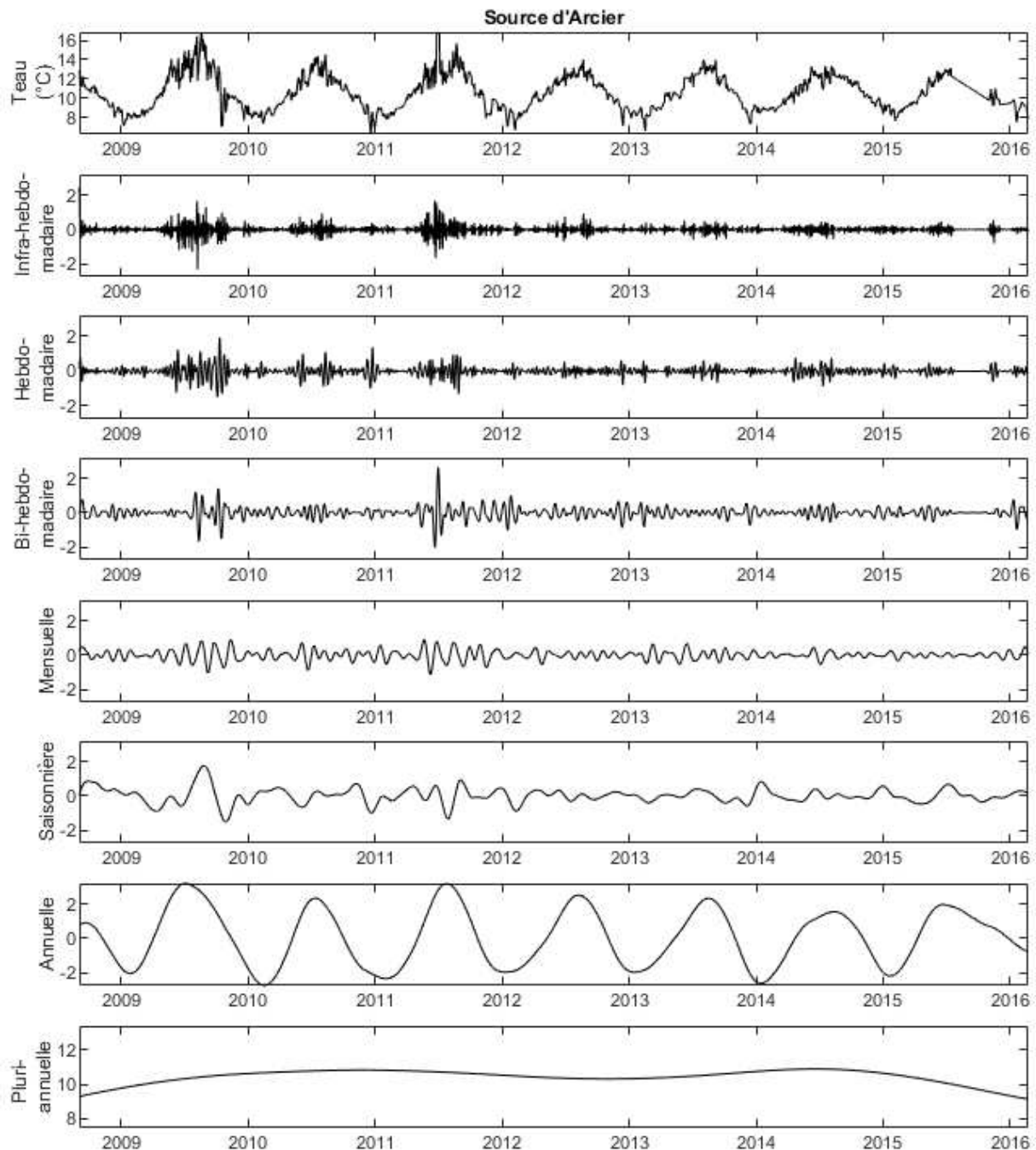


Figure 49 – Exemple de décomposition du signal de température de l'eau à la source d'Arcier par multirésolution (composantes regroupées par périodes caractéristiques)

5.3.2. Comparaison inter-sites

La comparaison inter-sites est appréhendée en isolant les différentes composantes regroupées par périodes caractéristiques. Un exemple de représentation est fourni en Figure 50, où sont présentées - en fonction de la distance à la source en échelle Log - les distributions (en boîtes à moustaches) pour chaque station des différentes composantes. Comme attendu, on observe bien que la composante annuelle explique l'essentiel de la distribution du signal brut. On observe

également que pour le signal brut et le signal annuel, une augmentation de l'amplitude du signal avec une augmentation de la distance à la source est détectée.

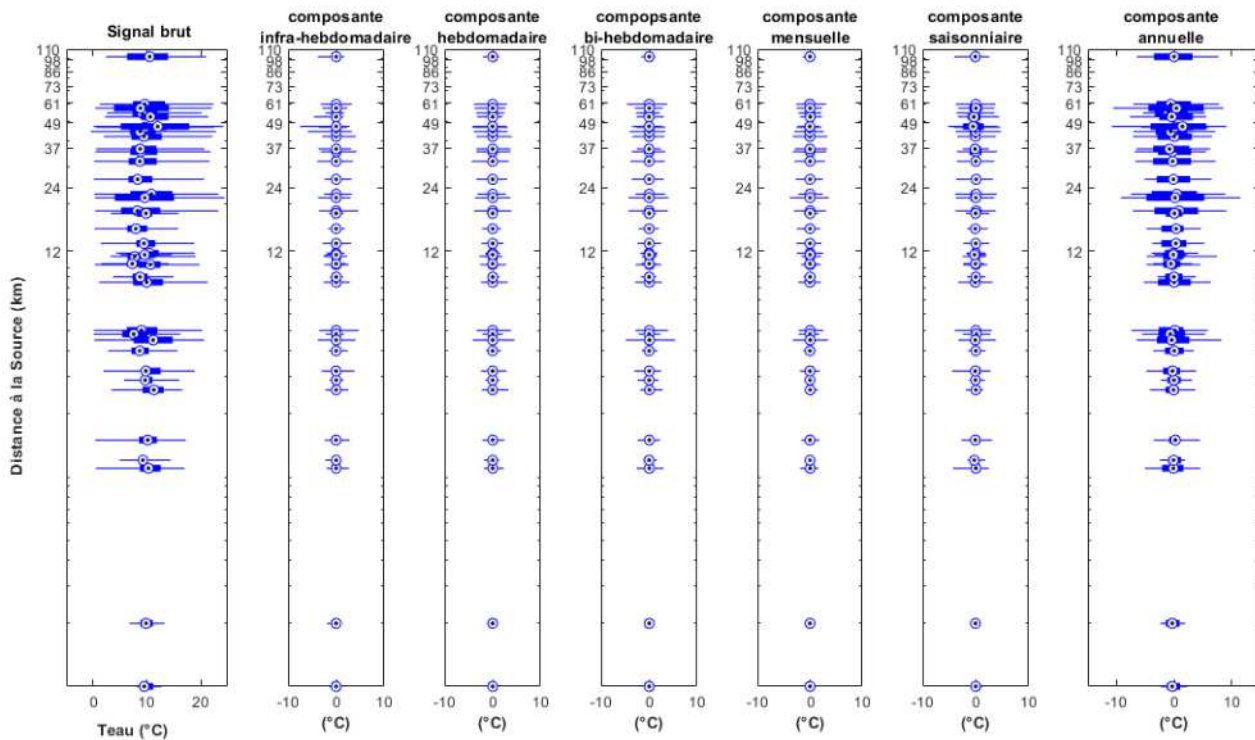


Figure 50 – Distribution des valeurs de température de l'eau du signal brut (à g.) et par composantes, en fonction de la distance à la source (échelle Log)

Les autres composantes infra-annuelles ne présentant que peu de variabilité, nous nous focalisons sur la composante annuelle pour évaluer l'influence d'autres indicateurs morphologiques (altitude, aire drainée, longueur du réseau hydrologique, distance à la source) et hydrologiques (débits moyens inter-annuels, et BFI⁴ moyen). Les résultats sont donnés sur la Figure 51.

On observe qu'il n'y a pas d'influence notable de l'altitude sur la variabilité du signal, ni de l'aire drainée. Par contre, on observe – en plus de l'effet de la distance à la source – une augmentation de l'amplitude du signal annuel avec une augmentation de la longueur du réseau hydrologique. La longueur du réseau hydrologique intègre l'ensemble des affluents en amont de la station (au contraire de la distance à la source qui se focalise sur le linéaire du cours d'eau principal).

En parallèle, sur les stations de suivi de température de l'eau qui comportent des suivis hydrométriques, on observe peu d'influence du débit moyen inter-annuel, ce qui est à mettre en lien avec l'absence d'effet de l'Aire drainée. Le BFI ne semble pas non plus être un indicateur hydrologique totalement pertinent pour expliquer l'amplitude de la composante annuelle de la température de l'eau. Pourtant, nous aurions pu attendre un effet lié à la prépondérance des réserves d'eaux souterraines (plus régulatrices) pour les stations avec un BFI élevé. On observe par exemple de très faibles variabilités pour des BFI supérieurs à 0.45 et inférieurs à 0.25 (source du Doubs à Mouthe).

⁴ Base Flow Index BFI = rapport de la composante de base sur le débit total suite à une décomposition des hydrogrammes

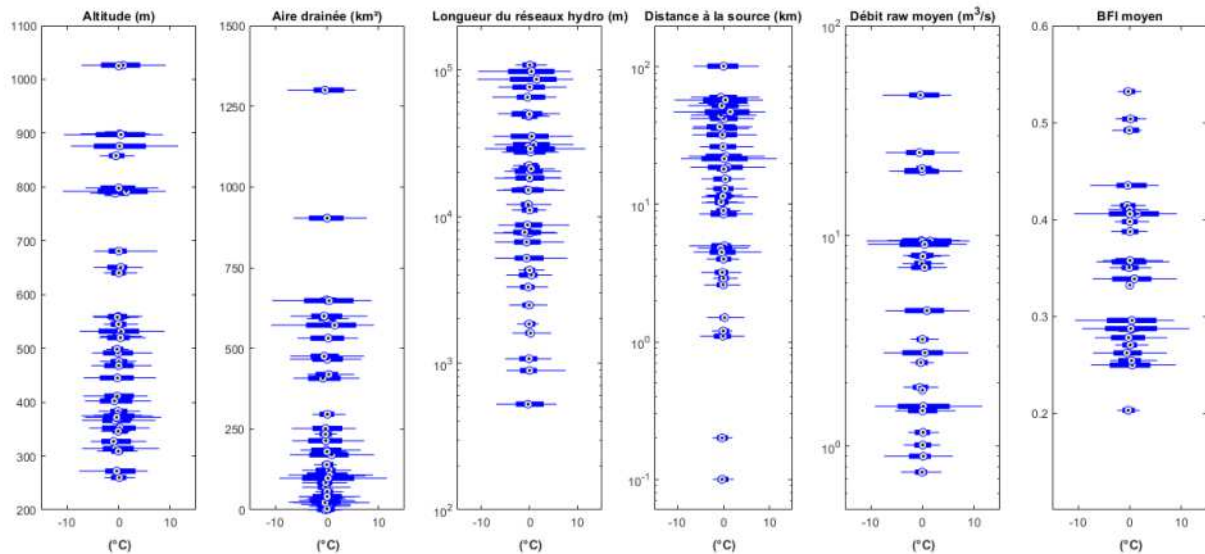


Figure 51 – Distribution des valeurs de la composante annuelle de la température de l'eau en fonction de différents critères hydro-morphologiques

En synthèse, cette analyse permet d'identifier la pertinence de certains indicateurs morphologiques au détriment des indicateurs hydrologiques classiques pour expliquer la variabilité annuelle des séries de thermie. Ainsi, sur la base des 2 indicateurs renseignant de l'importance du réseau hydrographique (longueur du réseau et distance à la source), on suppose que le réchauffement des cours d'eau est principalement guidé par les caractéristiques physiques des cours d'eau favorisant ce réchauffement, comme par exemple l'élargissement de la section ou la diminution de la tranche d'eau.

5.3.3. Cas des cours d'eau comportant plusieurs stations

La même analyse de la composante annuelle de la température de l'eau en fonction de la distance à la source (Figure 50) est fournie en Figure 52 pour les 3 cours d'eau qui comportent plusieurs stations sur leur linéaire : la Bienne (12 stations), le Doubs (4 stations) et la Loue (3 stations). On observe globalement pour :

- La Bienne : une relative stabilité de la distribution des amplitudes annuelles le long du cours d'eau, indiquant que les échanges surface-souterrains et la morphologie du cours d'eau ne semblent pas perturber significativement la variabilité amont-aval ;
- Le Doubs : une forte augmentation de la variabilité dès l'éloignement à la source (température constante à 6°C à la source du Doubs à Mouthe), puis une variabilité très élevée qui se conserve jusqu'à la station la plus éloignée ; la forte variabilité dès les premiers kilomètres est ici à relier à 2 phénomènes : i) la présence du lac de St Point et ii) les tronçons aux faibles tranches d'eau liées aux zones de pertes et de faibles apports latéraux sur la partie du Haut-Doubs ;
- La Loue : une augmentation de la variabilité qui s'avère être assez faible sur le premier tronçon encaissé entre Ouhans et Vuillafans (prédominance d'apports latéraux souterrains dans les gorges de Nouailles), puis une augmentation notable entre Vuillafans et Chenecey-Buillon lorsque la Loue circule dans la vallée d'Ornans plus ouverte et avec des tronçons favorisant un élargissement du cours d'eau.

Ce résultat met en évidence que la variabilité des signaux de température est variable dans l'espace et soumis aux contextes morphométriques et à l'importance des échanges surface-souterrain le long du cours d'eau.

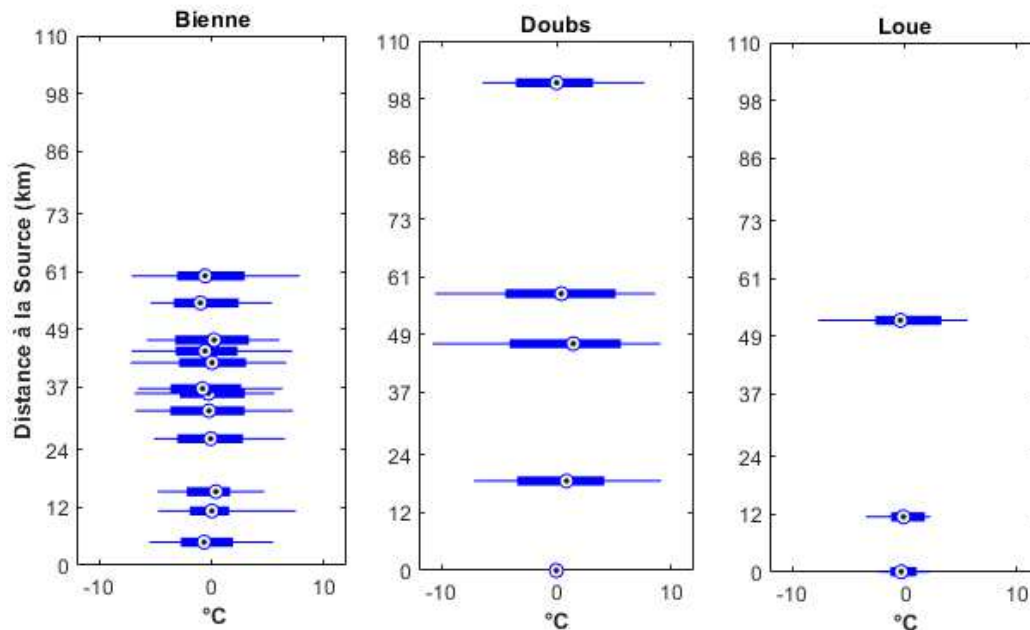


Figure 52 – Distribution des valeurs de la composante annuelle de la température de l'eau pour les 3 cours d'eau de la Bienne, du Doubs, et de la Loue

5.4. SYNTHÈSE

L'analyse de la variabilité inter-sites montre qu'une grande part de la variabilité de la température des eaux de surface est contrôlée par 2 phénomènes :

- Le premier phénomène est lié à la régulation par les apports d'eaux souterraines aux rivières. Cela s'observe en comparant les stations de rivière aval avec les stations comportant de plus faibles variations thermiques au niveau des sources ou des rivières en tête de bassin.
- Le second phénomène est bien sûr lié à la morphologie du linéaire du cours d'eau et à ses propriétés morphométriques favorisant ou limitant le réchauffement des eaux de surface (canyon vs. vallée ouverte avec faible tranche d'eau, méandrication du cours d'eau, ripisylve, etc.). La longueur du réseau et distance à la source sont 2 indicateurs pertinents pour comparer cette influence entre rivières à une échelle régionale.

Deux aspects non étudiés ici faute de données ad hoc portent sur i) le rôle des pertes dans le réchauffement des cours d'eau en lien avec une diminution de la tranche d'eau, et ii) la présence d'aménagements (modification des ripisylves) qui peut également influencer la thermie.

L'analyse des tendances a montré la sensibilité des aquifères et des eaux de surface fortement influencées par celles-ci au réchauffement climatique, avec des tendances significatives à la hausse sur certains cours d'eau du Doubs notamment (bassins de la Loue, Dugeon, Arcier). Ailleurs sur l'ensemble du massif, les évolutions à la hausse - bien que non significatives - semblent en tout cas détectables à partir des données disponibles.

Sur la base de nos résultats, une attention particulière doit être portée aux tronçons peu influencés par les eaux souterraines régulatrices, ou sur les zones d'élargissement des cours d'eau, qui favorisent leur réchauffement.

6. Minéralisation de l'eau

La minéralisation de l'eau renseigne sur son histoire liée aux interactions avec la roche, aux échanges biogéochimiques dans les milieux aquatiques, aux éventuelles sources de pollution, etc... En domaine karstique, la conductivité électrique (CE) de l'eau est un paramètre global qui reflète bien la minéralisation des eaux (Bakalowicz, 1979). Une importante augmentation de CE est observée depuis plusieurs décennies dans les eaux du massif du Jura (Mudry et al., 2015 ; Jeannin et al., 2016), questionnant alors d'éventuels changements dans les activités anthropiques et l'occupation du sol dans un contexte de changement climatique. Ce chapitre apporte un nouveau regard sur les évolutions de la minéralisation des eaux en domaine karstique à travers une étude de la variabilité spatio-temporelle de la CE sur l'ensemble du massif.

6.1. DONNEES

6.1.1. Données disponibles

Les données disponibles sont présentées dans le Tableau suivant.

Variable collectée	Symbole	Extension	Source de la donnée	Pas de temps	Longueur de la série
Conductivité électrique de l'eau à 25°C	CE	51 stations sur le massif du Jura	Naïades, ADES	journalier	1970-2018
		Source d'Arcier, Loue à Chenecey-Buillon	Ville de Besançon		
		5 stations	Réseau QUARSTIC (CD25)		

Tableau 6 – Données temporelles pour l'analyse de la conductivité électrique de l'eau

6.1.2. Paramètres qui contrôlent la conductivité électrique

Dans les eaux karstiques dont la chimie est principalement dominée par les ions calcium (et magnésium) et bicarbonate, il existe une relation connue entre la conductivité électrique (CE) et la teneur en $[HCO_3]$ et en ions $[Ca]$ ou $[Mg]$ (Lambán et al., 2015, Liu et al., 2007). Dans un environnement peu anthropisé, on peut supposer que la concentration en NO_3 n'influence pas ou peu CE. Cette section a pour objectif de caractériser les relations entre CE et l'alcalinité sur le massif du Jura afin de vérifier que CE est peu influencée par les teneurs en NO_3 . La Figure 53 présente les relations CE vs. $[HCO_3]$, CE vs. $[Ca+Mg]$ et CE. Vs. $[Ca+Mg+NO_3]$ pour la source d'Arcier qui présente une évolution notable de la conductivité au cours des années 1990 et 2000. On observe des corrélations positives entre CE et $[HCO_3]$ ainsi qu'entre CE et $[Ca+Mg]$ confirmant le contrôle notable de CE par les ions issus de l'altération des carbonates. Intégrer NO_3 à la somme des ions $[Ca+Mg+NO_3]$ n'améliore que très légèrement la corrélation (R^2 de 0.40 contre 0.34), ce qui indique que l'importance de NO_3 dans la minéralisation totale de l'eau reste faible, ne permettant pas d'expliquer les variations de grandes longueurs d'onde observées sur la CE et décrites dans ce chapitre.

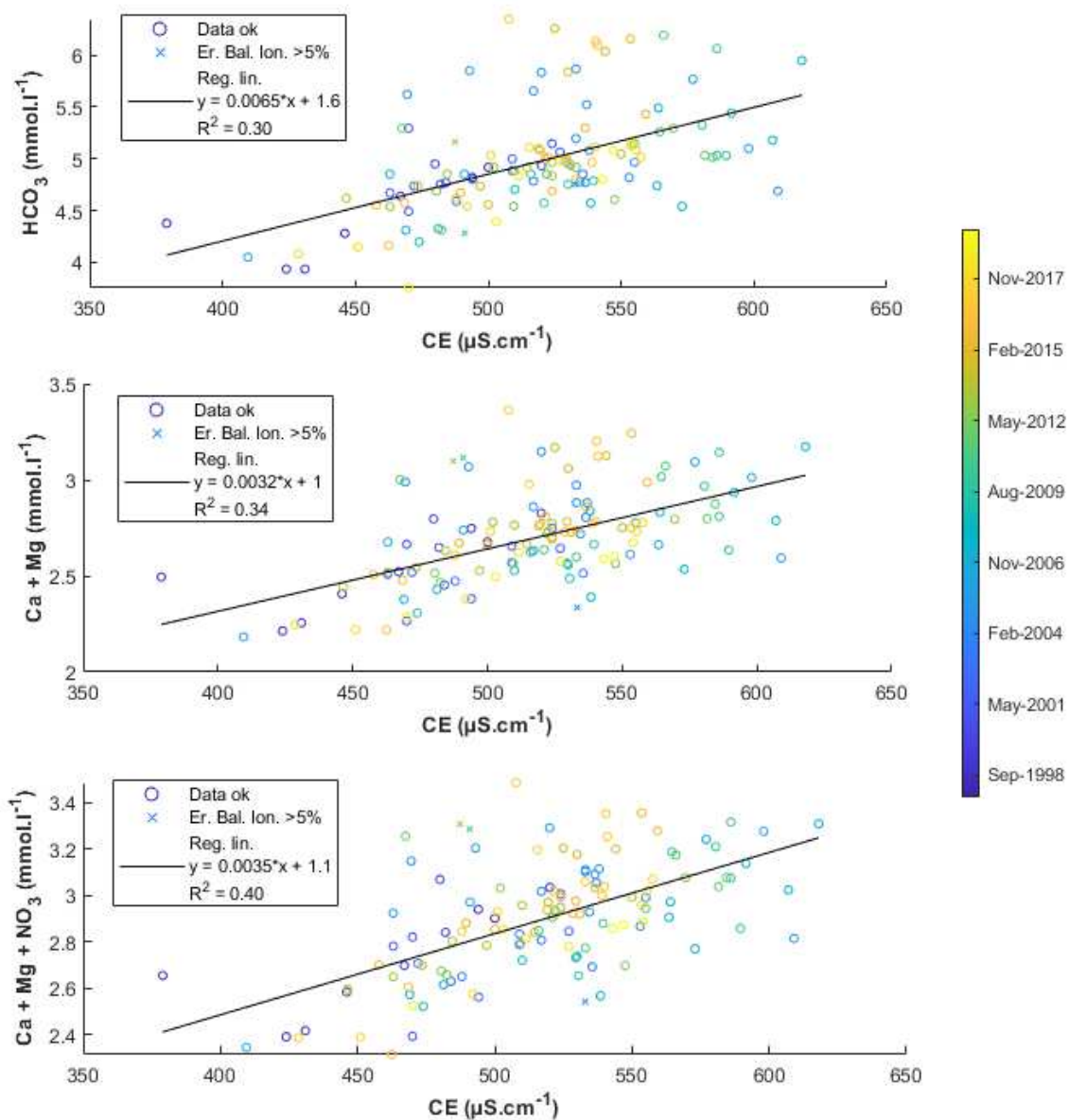


Figure 53 – CE vs. $[HCO_3]$, $[Ca+Mg]$, et $[Ca+Mg+NO_3]$ en fonction de la date d'échantillonnage

6.2. VARIABILITE SPATIO-TEMPORELLE A L'ECHELLE DU MASSIF JURASSIEN

6.2.1. Analyse spatiale

La variabilité spatiale des moyennes des valeurs de Conductivité Electrique (CE) est représentée sur la Figure 54, en faisant la distinction entre eaux de surface ESU (○) et eaux souterraines ESO (■). Les séries de données retenues doivent comporter au minimum 10 valeurs. Globalement, on observe un regroupement des CE les plus faibles sur la Haute-Chaîne et des CE les plus élevées sur la marge ouest du massif, ainsi que sur certaines zones comme Pontarlier. A part pour les sites proches de Pontarlier – très probablement influencés par les rejets urbains et industriels – CE semble corrélée à l'altitude, que ce soit pour les ESO ou les ESU.

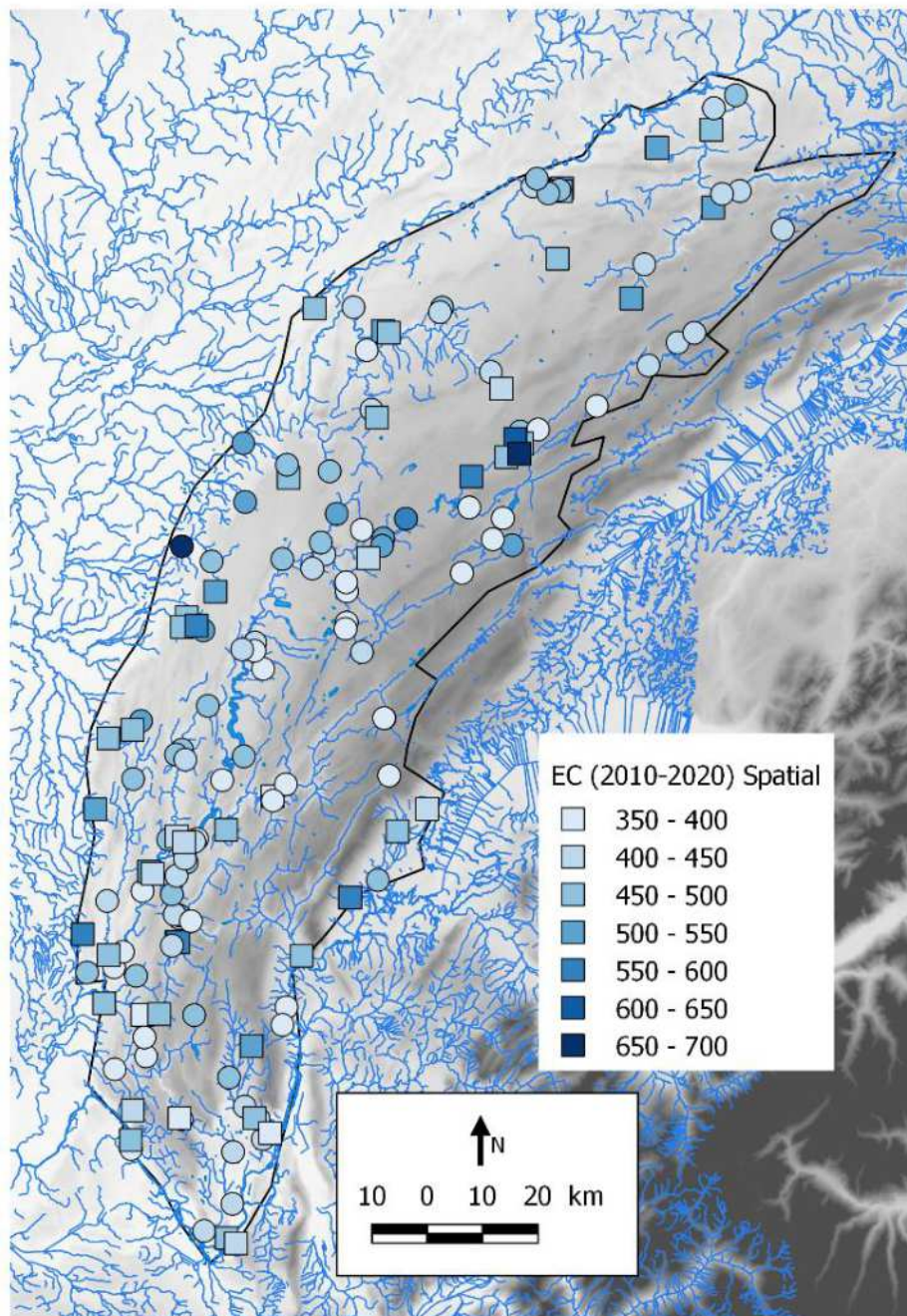
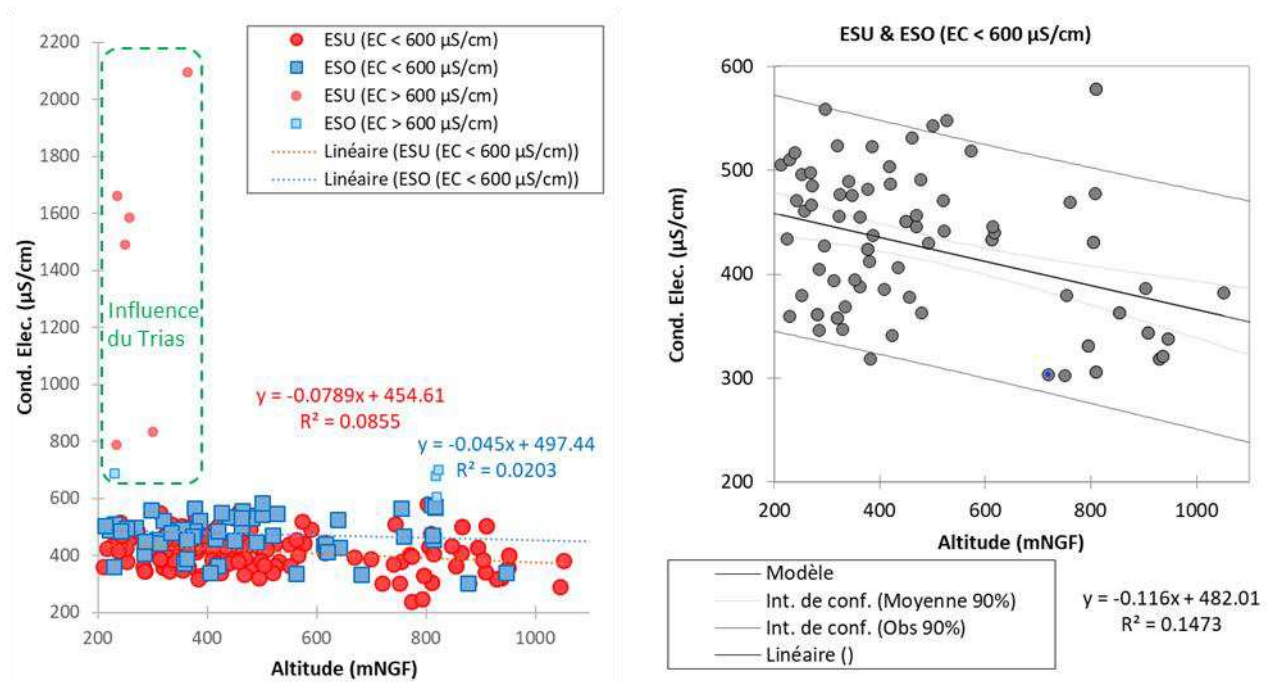


Figure 54 – Variabilité spatiale des moyennes de CE en différenciant les eaux souterraines (■) et les eaux de surface (○) pour les stations comportant plus de 10 valeurs

La Figure 55 présente la relation entre la valeur moyenne de CE et l'altitude de la station de mesure pour les mêmes séries de données. Le graphique de gauche indique - pour l'ensemble des stations comportant plus de 10 valeurs - une tendance à la baisse avec l'altitude des stations pour les ESU et ESO. Les ESO ont une variabilité de la CE plus élevée que les ESU à une altitude donnée, et le niveau de minéralisation des ESU est dans la gamme des valeurs hautes des ESO. On note que les points possédant des CE > 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à basse altitude sont le siège d'une influence lithologique autre que le calcaire (trias gypseux).

Le graphique de droite présente la régression linéaire pour l'ensemble des stations dont la CE est inférieure à 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$, afin d'écarter de l'analyse les stations présentant une pollution notable. La relation globale indique un gradient de $\Delta\text{EC} = -11\mu\text{S}/\text{cm}$ par $\Delta\text{Altitude} = +100\text{ m}$, mais avec un intervalle de confiance à 90% relativement large ($\pm 100\mu\text{S}/\text{cm}$), atténuant l'effet reconnu du gradient altitudinal sur la minéralisation naturelle des eaux. En ce sens, les travaux de Calmels et al. (2014) montrent une relation linéaire inverse sur les ESO entre le calcium et l'altitude, en proposant une influence du couvert végétal pour expliquer cette tendance.



6.2.2. Analyse des tendances

a) Sur la période 1970-2020

Les tendances sur la CE sont réalisées dans un premier temps sur l'ensemble des stations comportant plus de 50 valeurs pour la période 1970-202 (Figure 56). Le niveau de probabilité des tendances est indiqué par la couleur du contour (orange et violet pour respectivement les p-value < 10 et 5%). La pente de la tendance est indiquée par un dégradé de gris. Dans l'ensemble, on observe principalement des tendances significatives à la hausse (à la probabilité 5%) quel que soit leur localisation sur le massif.

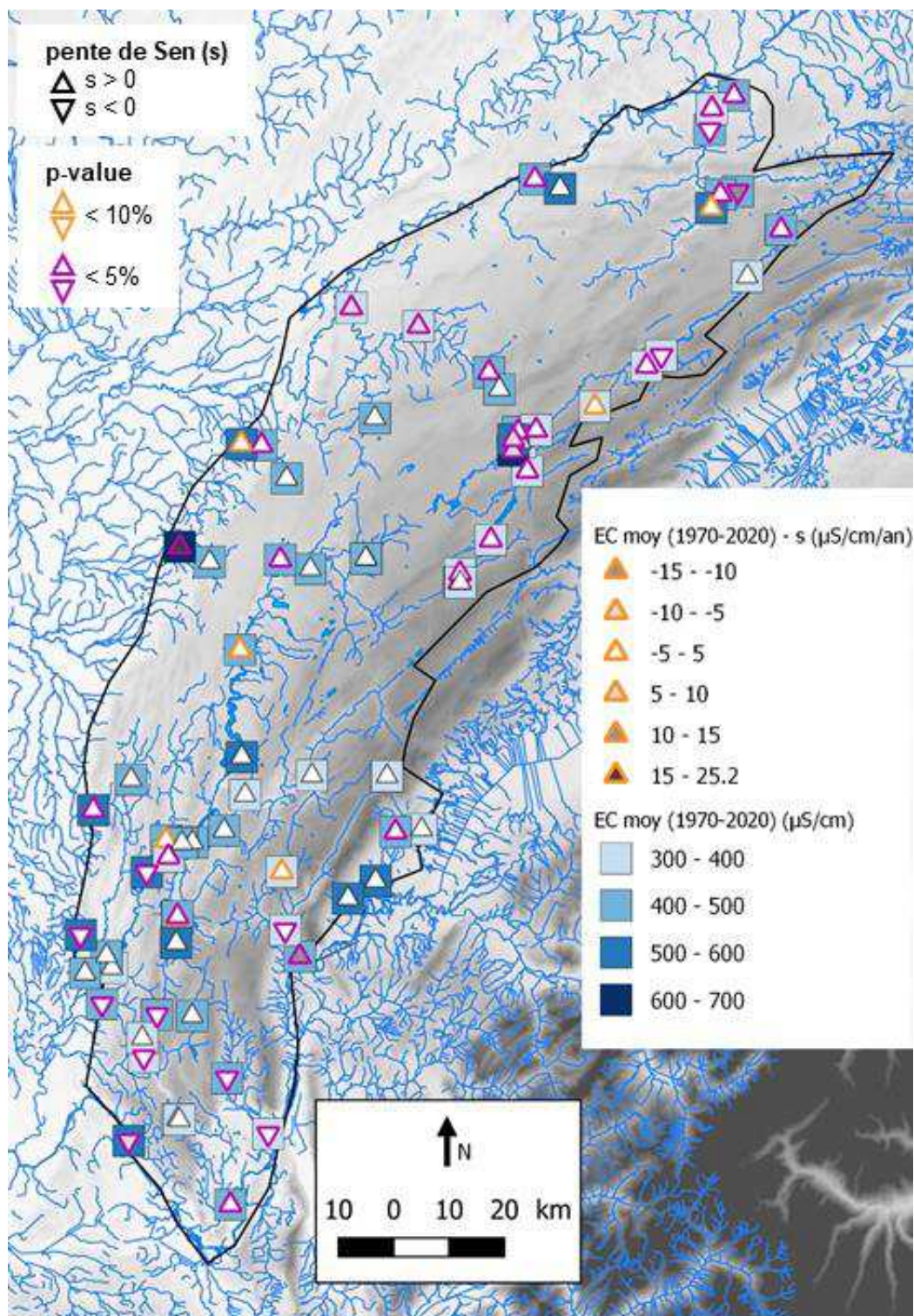
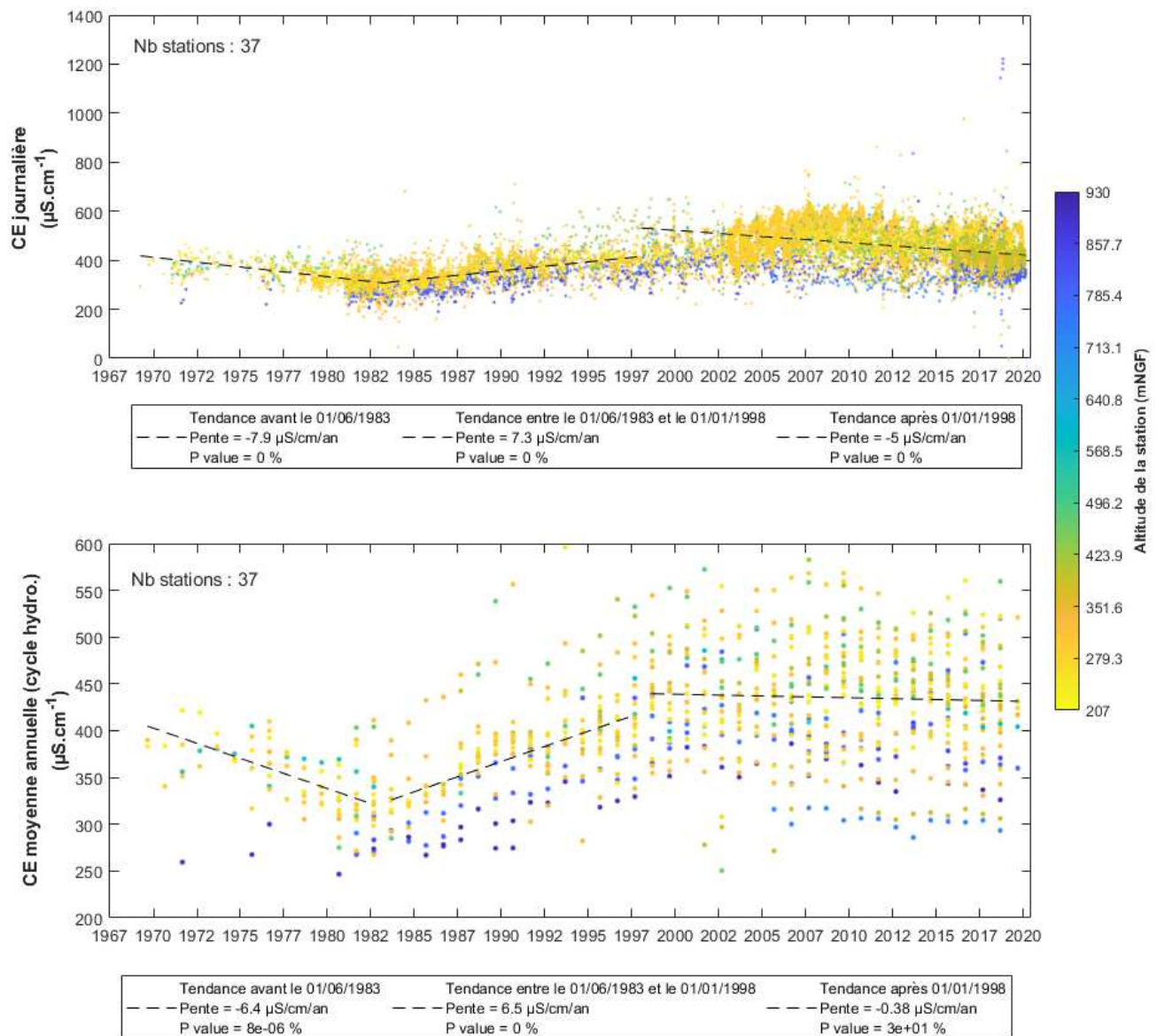


Figure 56 – Tendence de la conductivité sur le massif du Jura sur la période 1970 - 2020 avec minimum 50 valeurs

Afin d'étudier la variabilité temporelle de CE, nous avons tracé Figure 57 les données journalières (en haut) et moyennes annuelles (cycle hydrologique de sept. à août – en bas) pour l'ensemble des stations du massif du Jura qui possèdent plus de 30 ans de données et plus de 100 valeurs (soit 37 stations). On notera à nouveau de plus fortes valeurs de CE pour les altitudes les plus basses, et ce, quel que soit la période sur l'ensemble de la série 1970-2020. On observe

globalement 3 grandes phases dans l'évolution temporelle des données, que ce soit à une résolution journalière ou annuelle. Celles-ci sont délimitées approximativement en début des années 1980 et en début des années 2000. Avant les années 1980, la tendance semble à la baisse (mais le faible nombre de valeurs nous impose à ne pas sur-interpréter la tendance sur cette période), puis à la hausse dans les années 1980-90, et à nouveau à la baisse dans les années 2000 (pente proche de 0), et ce à un niveau de probabilité 5%.

Ce résultat illustre parfaitement les tendances non monotones de la CE au cours des 50 dernières années, et implique une analyse par décennies afin de rendre compte fidèlement de la variabilité à long terme de la CE qui est biaisée lorsque l'on adopte une approche monotone sur la période 1970-2020 (cf Figure 56).



b) Par décennies

La Figure 58 présente les résultats de ces tendances avec une carte par décennies où sont également affichées les valeurs moyennes de CE (dégradé de bleu des symboles) pour les stations présentant au moins 10 valeurs. Le niveau de probabilité des tendances est indiqué par la couleur du contour (orange et violet pour respectivement les p-value < 10 et 5%). La pente de Sen est indiquée par un dégradé de gris (triangle avec pointe vers le haut pour une pente de Sen positive, pointe vers le bas pour une pente de Sen négative).

On observe des tendances significatives à la hausse à un niveau de probabilité 5% pour les années 80 et 90 pour la majorité des stations (ESO et ESU confondues). Cette tendance globale est stoppée dans les années 2000 où on n'observe aucune tendance significative pour la grande majorité des stations. Dans les années 2010, on note également pour la majorité des stations une absence de tendance, cependant les stations pour lesquelles on observe une tendance significative à la probabilité 5% sont principalement orientées à la baisse.

Ces résultats confirment donc les tendances non monotones sur le long terme avec une inflexion en 2000 des tendances à la hausse observées sur la période 1980-2000. Ces tendances sont spatialement homogènes à l'échelle du massif, n'indiquant pas d'effet du gradient altitudinal sur l'évolution temporelle de CE.

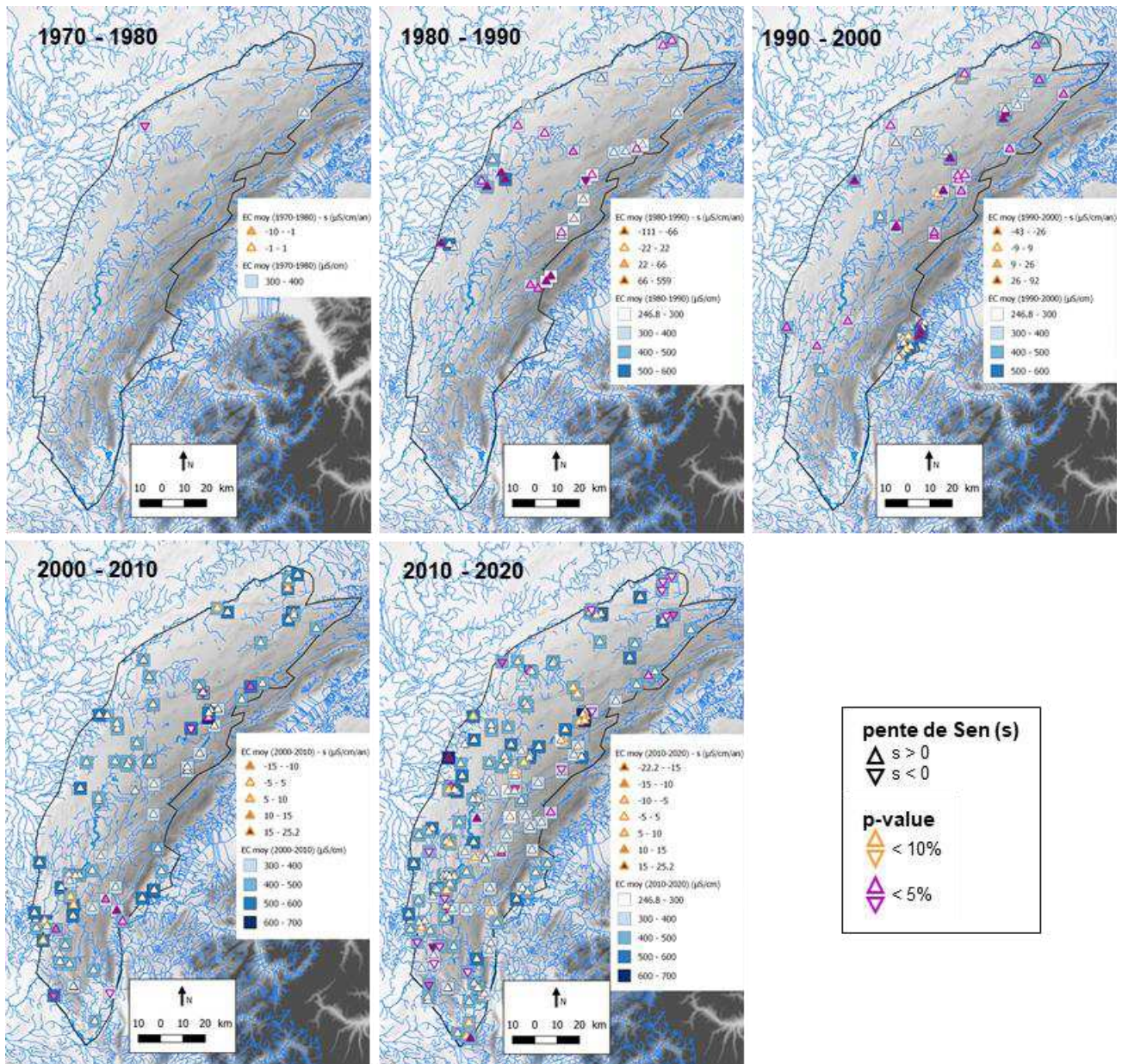
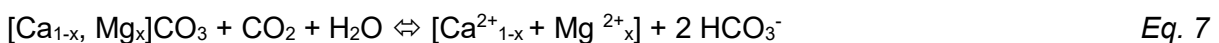


Figure 58 - Tendence de la conductivité sur le massif du Jura par décennie entre 1970 et 2020 avec au minimum 10 valeurs par décennie

6.3. EFFETS DE LA DISSOLUTION NATURELLE (ACIDE CARBONIQUE) ET ANTHROPIQUE (ACIDES FORTS) DES CARBONATES

6.3.1. Approche théorique

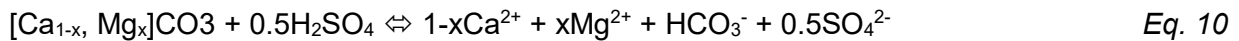
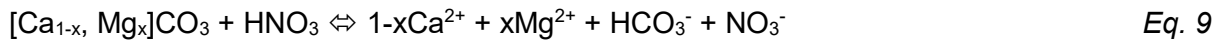
Le CO₂ est la principale source d'acidité impliquée dans les réactions d'altération des carbonates. Lors de la dissolution des carbonates par l'acide carbonique, deux carbonates sont produits et libérés dans l'eau sous forme de carbone inorganique dissous DIC (principalement HCO₃⁻) :



En suivant l'approche proposée par Binet et al. (2020), l'un de ces carbonates provient de la roche carbonatée tandis que l'autre provient du CO₂ atmosphérique et/ou du sol sous forme d'acide carbonique (H₂CO₃) libéré par l'oxydation de la matière organique du sol :



Cependant, le proton de l'acide carbonique (dissolution naturelle) peut être fourni par des acides forts⁵, tels que HNO₃ ou H₂SO₄. L'Eq. 7 est donc modifiée selon la nature des apports, que ce soit l'acide nitrique (Eq. 9) lorsqu'on considère les apports d'engrais azotés (Perrin et al., 2008) ou l'acide sulfurique (Eq. 10) lorsque l'on considère les dépôts de pluies acides (Amiotte Suchet et al., 1995) :



Contrairement à l'Eq. 7 (dissolution naturelle) où 2 ions bicarbonate sont libérés en solution avec un [Ca + Mg], la dissolution anthropique (Eq. 9 et 10) ne libère qu'un seul ion bicarbonate pour un [Ca + Mg]. Par conséquent, dans les hydrosystèmes karstiques où les acides naturels (N) et anthropiques (A) contribuent tous deux à la dissolution des carbonates, la production de [Ca + Mg] dans les eaux a deux origines. Le bilan de masse peut s'écrire comme suit :

$$[\text{Ca} + \text{Mg}]_{\text{total}} = [\text{Ca} + \text{Mg}]_{\text{N}} + [\text{Ca} + \text{Mg}]_{\text{A}} \quad \text{Eq. 11}$$

où [Ca + Mg]_N est libéré suivant la dissolution par l'acide carbonique, [Ca + Mg]_A suivant la dissolution par un acide fort, et [Ca + Mg]_{total} est la quantité totale libérée dans les eaux.

Ainsi, en tenant compte des coefficients stœchiométriques, la concentration en bicarbonate est estimée selon la part naturelle [HCO₃]_N ou anthropique [HCO₃]_A :

- d'après l'Eq. 7 (dissolution naturelle avec l'acide carbonique) :

$$[\text{HCO}_3]_{\text{N}} = 2[\text{Ca} + \text{Mg}]_{\text{N}} \quad \text{Eq. 12}$$

- d'après les Eq. 9 et 10 (dissolution anthropique avec acides forts) :

$$[\text{HCO}_3]_{\text{A}} = [\text{Ca} + \text{Mg}]_{\text{A}} \quad \text{Eq. 13}$$

Pour les bassins soumis à un impact anthropique élevé, il y a toujours un mélange des deux types de dissolution, ce qui signifie que l'alcalinité ([HCO₃]_{total}) mesurée dans les eaux est entre 1 et 2 fois la concentration totale de Ca + Mg ([Ca + Mg]_{total}). Par conséquent, la perte d'alcalinité (Δalk) provenant d'une dissolution naturelle et celle provenant d'un mélange de dissolution naturelle et anthropique peut être calculée à partir des équations suivantes :

$$[\text{Ca} + \text{Mg}]_{\text{A}} = 2[\text{Ca} + \text{Mg}]_{\text{total}} - [\text{HCO}_3]_{\text{total}} = \Delta\text{alk} \quad \text{Eq. 14}$$

$$[\text{Ca} + \text{Mg}]_{\text{N}} = [\text{Ca} + \text{Mg}]_{\text{total}} + [\text{HCO}_3]_{\text{total}} \quad \text{Eq. 15}$$

⁵ un acide est une espèce chimique susceptible de perdre un proton (acide fort) ou plusieurs (acides faibles)

6.3.2. Origine naturelle & anthropique de l'altération des carbonates

La Figure 59 présente l'ensemble des données du Jura dans un diagramme $[\text{HCO}_3^-]$ vs $[\text{Ca}+\text{Mg}]$, où l'on observe une concentration des données ESO et ESU le long de la ligne théorique de pente 1:2. Cela indique clairement la prépondérance de la dissolution naturelle dans les phénomènes d'altération des carbonates. Ainsi, l'origine anthropique liée à la présence d'apports d'engrais azotés ou de pluies acides est mineure dans le paysage jurassien. Elle n'est pas totalement absente non plus, car la part de dissolution anthropique représente en moyenne environ 4%, avec des valeurs comprises entre 0 et 20%. On observe par ailleurs pour certains sites ESU des points qui s'écartent fortement de la droite 1:2, et qui montrent un très fort enrichissement en $[\text{Ca}+\text{Mg}]$. Ce sont les deux cours d'eau de la Furieuse à La Chapelle sur Furieuse et le Serein à Arlay où la présence de Trias explique une sur-représentation de Ca en lien avec la dissolution de formations gypseuses et salinifères.

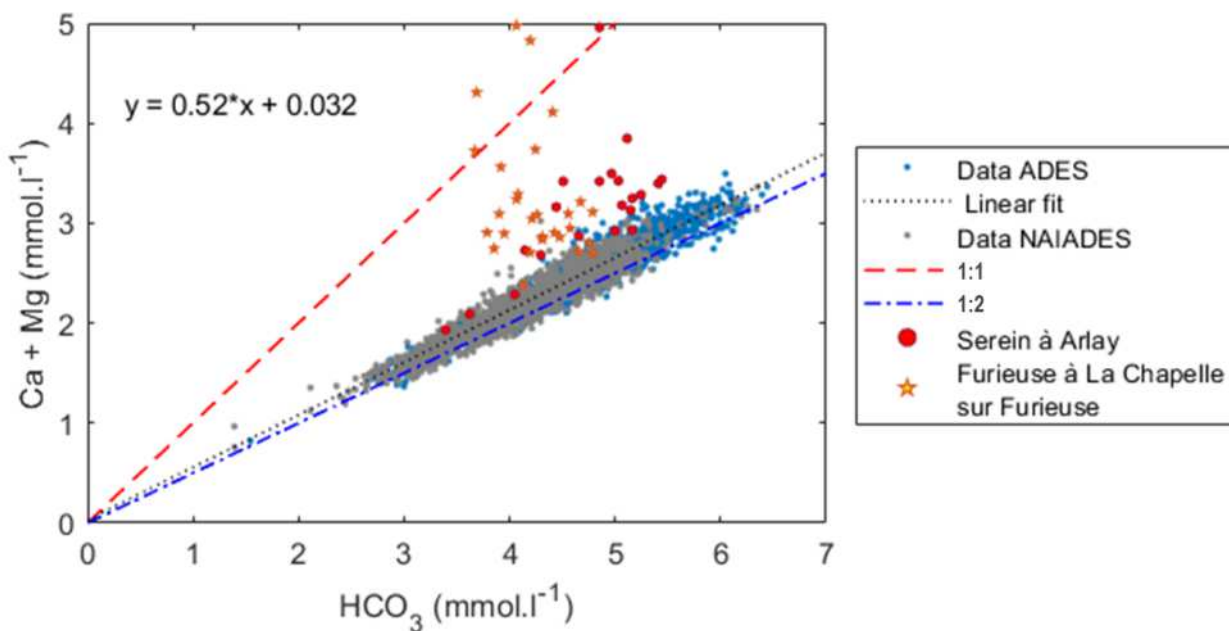


Figure 59 - Concentrations $[\text{HCO}_3^-]$ vs $[\text{Ca}+\text{Mg}]$ sur les données ESO (ADES - en haut) et ESU (Naiades - en bas) pour l'ensemble du massif du Jura pour les sites possédant plus de 20 analyses sur la période 1950-2020 (65 stations). Les lignes théoriques 1:1 et 1:2 correspondent respectivement à la dissolution anthropique (acide fort) et naturelle (acide carbonique)

Mise à part les bassins dont la lithologie explique les fortes concentrations en Ca, on a donc pour le Jura des résultats proches de ceux obtenues par Binet et al. (2020) qui ont comparé 5 systèmes karstiques français dominés par une agriculture extensive pour lesquels la droite de régression indique un ratio de 0.5. Cela est également cohérent avec les travaux de Perrin et al. (2008) sur des zones agricoles plus intensives du sud-ouest de la France où les ratios entre 0.5 et 1 (moyenne à 0.7) indiquent que la dissolution anthropique s'ajoute bien à celle naturelle.

6.3.3. Evolutions temporelles des contributions naturelles et anthropiques

Nous avons vu que l'évolution de la conductivité électrique CE n'était pas monotone en Section 6.2.2. L'objectif est maintenant d'évaluer le rôle de la dissolution naturelle et anthropique dans le contrôle de cette évolution.

A partir des Eqs. 14 et 15, on peut tracer l'évolution temporelle de la part acide et naturelle de la dissolution des carbonates à travers une analyse des évolutions de $[Ca + Mg]_N$ libéré suivant la dissolution par l'acide carbonique, et de $[Ca + Mg]_A$ libéré suivant la dissolution par un acide fort.

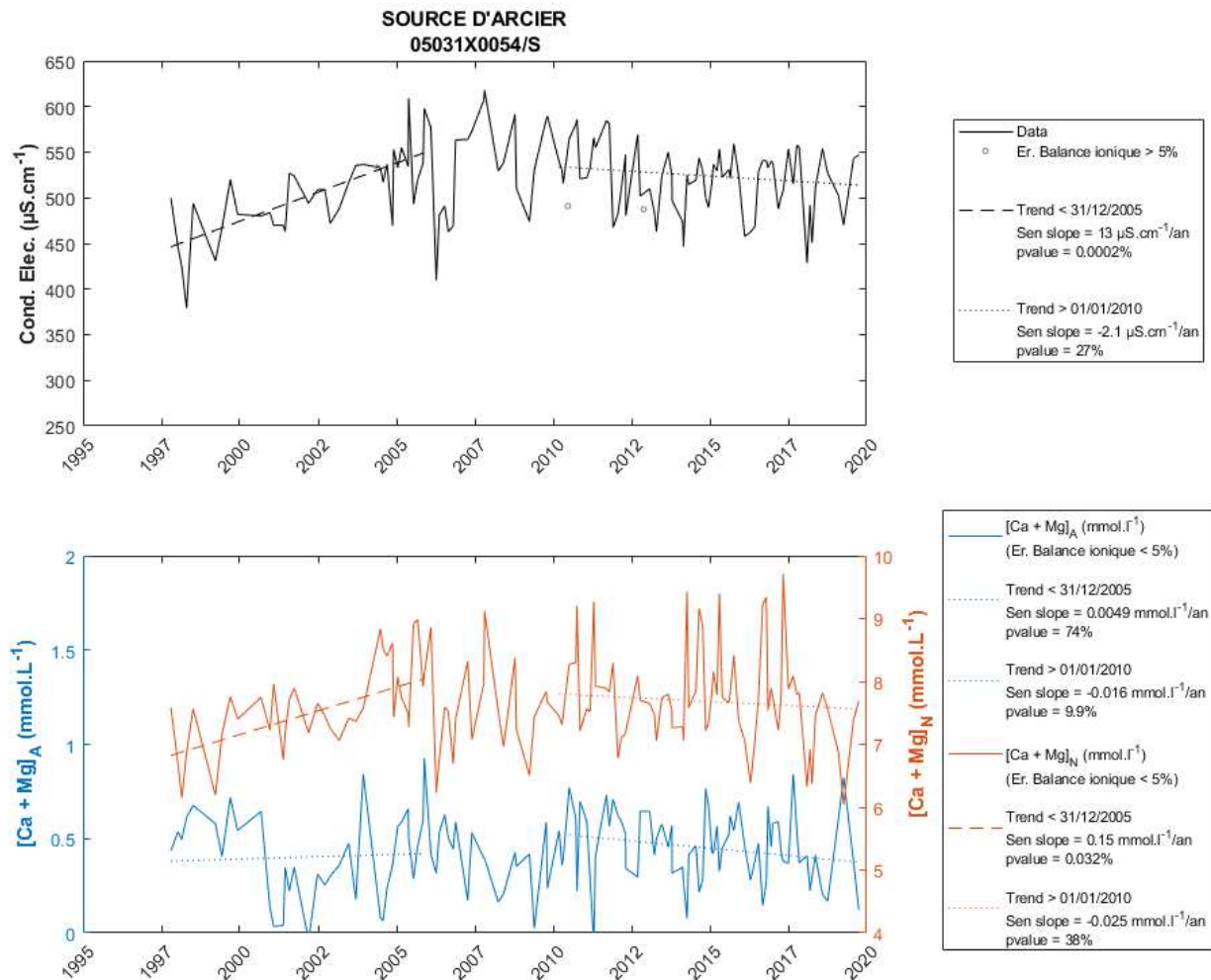


Figure 60 – Evolution de la CE et de $[Ca + Mg]_A$ et $[Ca + Mg]_N$ pour la source d'Arcier ; les tendances sont les résultats de tests Mann-Kendall

Un premier exemple est fourni sur la Figure 60 pour la source d'Arcier qui présente le plus grand nombre d'analyses des éléments majeurs pour une eau souterraine sur les dernières décennies. Comme attendu, du fait de la faible contribution de l'altération d'origine anthropique, on observe bien des tendances similaires entre la CE et $[Ca + Mg]_N$ d'origine naturelle au cours du temps : c'est-à-dire une augmentation significative sur la période ante-2005 et une absence de tendance par la suite. Il est rappelé ici que les axes y de $[Ca + Mg]_N$ et $[Ca + Mg]_A$ n'ont pas les mêmes échelles.

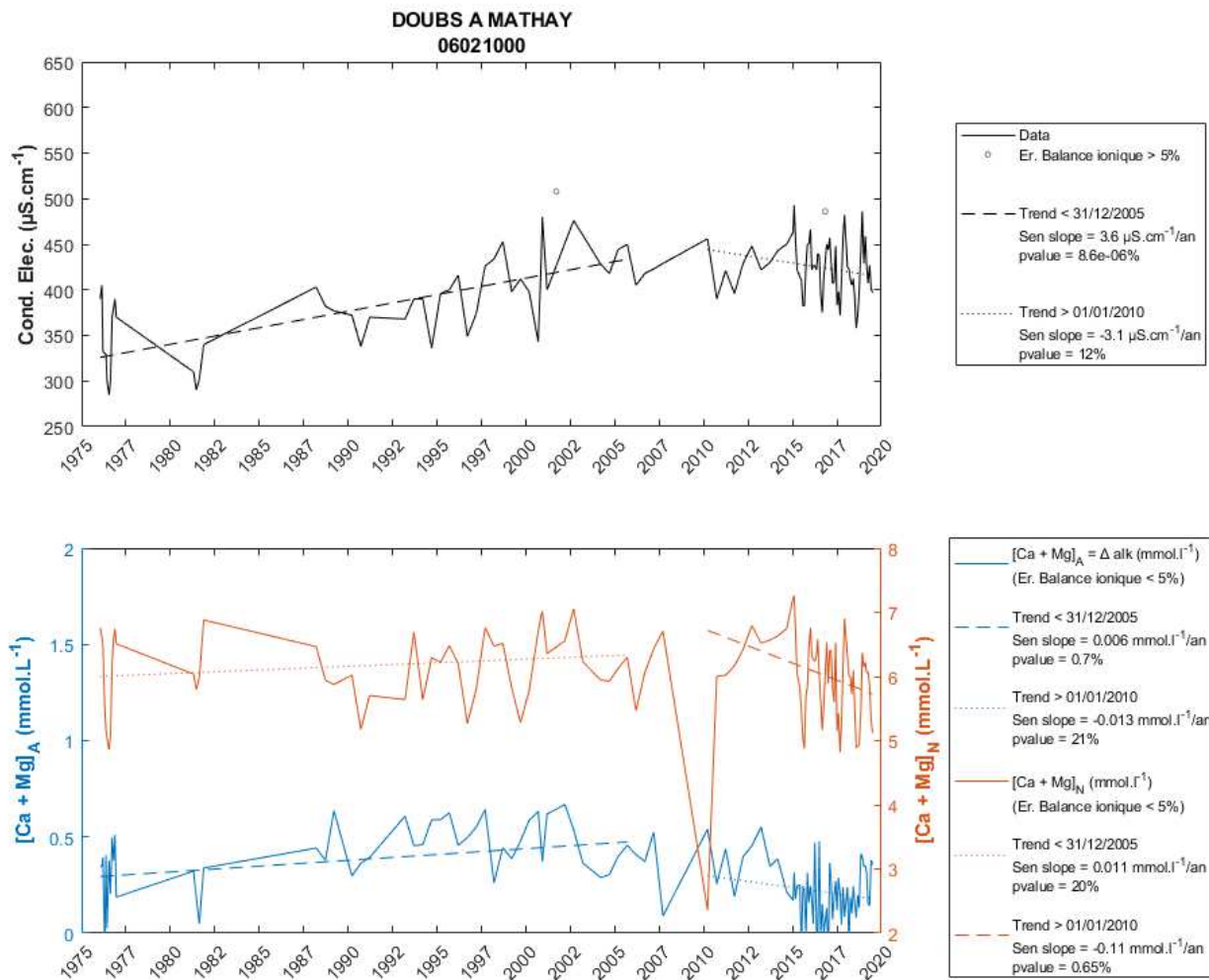


Figure 61 – Evolution de la CE et de $[\text{Ca} + \text{Mg}]_A$ et $[\text{Ca} + \text{Mg}]_N$ pour le Doubs à Mathay ; les tendances sont les résultats de tests Mann-Kendall

Un second exemple est fourni sur la Figure 61 pour les eaux de surface du Doubs à Mathay. Le même type de tendance est observé sur le long terme, confirmant que la minéralisation des eaux du massif du Jura est bien contrôlée par une dissolution naturelle, et que la part de dissolution anthropique n'a pas été significativement modifiée au cours des dernières décennies.

En considérant que l'agriculture est la principale activité susceptible de générer une dissolution anthropique à l'échelle du massif jurassien, ces résultats vont dans le sens d'une faible incidence des pratiques agricoles sur la minéralisation des eaux. Il faut donc chercher ailleurs l'origine des évolutions de la CE sur le long terme.

6.4. RELATIONS CONDUCTIVITE VS. TEMPERATURE DE L'AIR

L'importance de la dissolution naturelle des carbonates dans la minéralisation des eaux du Jura nous amène à réfléchir sur une origine principalement climatique des tendances observées. Pour cela, nous avons caractérisé les relations entre la conductivité électrique (CE) et la température de l'air (T_{air}). La Figure 62 présente les évolutions annuelles (traits fins) et pluriannuelles (moyenne mobile 10 ans – traits épais).

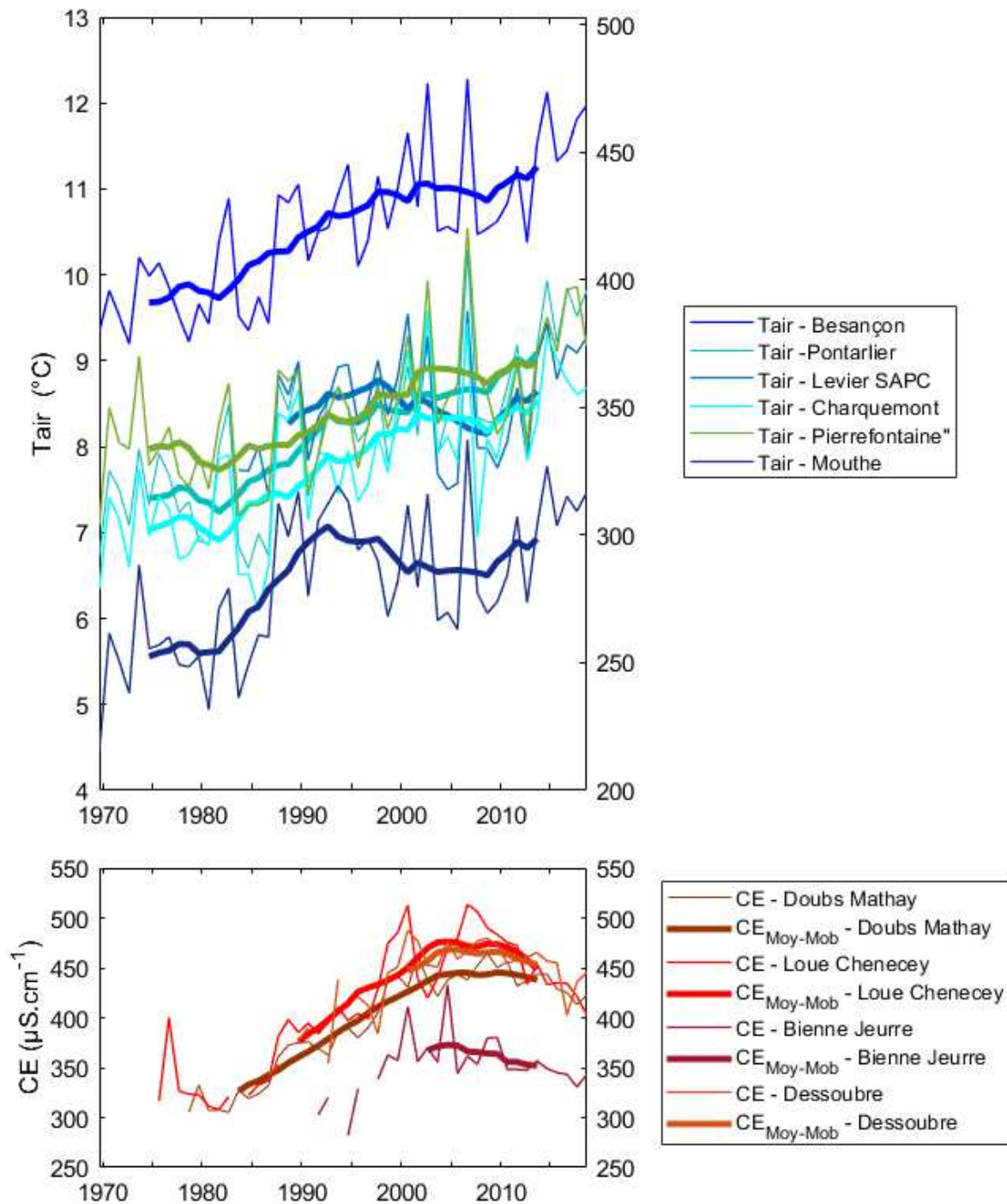


Figure 62 - Evolution de la température de l'air Tair et de la Conductivité Electrique (CE) des principales stations comportant un suivi pluri-annuel ; les données annuelles sont en trait fin et pluri-annuel en trait épais

On observe un manque de continuité dans l'augmentation des températures à la fin des années 1990 et dans les années 2000, correspondant à ce qui a été appelé le « hiatus climatique » (Medhaug et al., 2017). Cela fait référence à un des épisodes marquant du 21^{ème} siècle au cours duquel on observe une relative stabilité des températures moyennes sur le moyen-long terme. Il est intéressant d'observer que cette même allure est observée pour CE, ce qui est un argument pour justifier le contrôle de l'évolution de la minéralisation des eaux par le réchauffement

climatique. Un déphasage de quelques années est noté entre cette « pause » climatique des températures et de la conductivité. Cela indique que le réchauffement susceptible d'augmenter l'activité microbienne du sol et l'augmentation de la pCO_2 (responsable de la dissolution des carbonates par l'acide carbonique) a un impact à court terme sur les hydrosystèmes (impact de quelques années), mais que cela n'est visible que sur le long terme (plusieurs décennies) du fait de tendances dans les grandes longueurs d'onde.

6.5. SYNTHÈSE

Des tendances à la hausse de la minéralisation des eaux sont observées sur la période 1980-2000 suivi d'une stabilisation depuis 2000. L'évolution la minéralisation des eaux du massif du Jura apparaît bien contrôlée par le phénomène de dissolution naturelle des carbonates, la part de la dissolution d'origine anthropique n'est pas détectable, ce qui indique une faible incidence des pratiques agricoles sur la minéralisation des eaux.

La forte corrélation entre la température de l'air et la minéralisation des eaux suggère que le réchauffement climatique semble être la cause principale des évolutions à long terme observées. Cela indique que le réchauffement climatique est susceptible d'augmenter l'activité microbienne du sol et l'augmentation de la pCO_2 (responsable de la dissolution des carbonates par l'acide carbonique), l'impact de ce phénomène sur les eaux souterraines étant visible sur les tendances à long terme (décennies).

7. Données agricoles

Ce travail est issu de la compilation de nombreuses données agricoles disponibles depuis les années 1970. En particulier, les données du Recensement Général Agricole, des déclarations de surface des agriculteurs et des livraisons de lait ont fait l'objet d'un travail d'extraction et de synthèse réalisé par les agents de la Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture de la Forêt de Bourgogne Franche-Comté et d'Auvergne-Rhône Alpes. Nous leur adressons tous nos remerciements.

Les analyses et synthèses des données présentées ont également fait l'objet d'échanges auprès de la Chambre d'Agriculture, de Pierre-Emmanuel Belot de l'Institut de l'Élevage et de Richard Giovanni de l'INRAE. Nous les remercions vivement pour leur contribution à l'interprétation des données présentées.

La présentation des données agricoles dans ce chapitre est un résumé du rapport détaillé « 50 ans d'évolution des pratiques agricoles sur le massif du Jura » (Tourenne, 2022) rédigé par la Chambre d'Agriculture Doubs-Territoire de Belfort en octobre 2022. Le lecteur se réfèrera à ce document plus complet et plus détaillé pour une analyse plus fine de l'évolution des variables agricoles sur la zone d'étude du massif du Jura.

7.1. PRESENTATION GENERALE DE L'AGRICULTURE DU DOUBS ET DU JURA DEPUIS LA FIN DU 19^{EME} SIECLE

Ce paragraphe est destiné à présenter l'agriculture du Doubs et du Jura à l'échelle départementale, ainsi que ses principales évolutions depuis la fin du 19^{ème} siècle. Il reprend les données et commentaires issus des deux publications « Agreste Etudes Bourgogne Franche-Comté Avril 2020 N°3. L'Agriculture du Doubs » et « Agreste Etudes Bourgogne Franche-Comté Février 2021 N°20. L'Agriculture du Jura ».

Le Jura et le Doubs sont des départements agricoles à vocation laitière dominante. La transformation du lait repose depuis le XIII^{ème} siècle sur le système de coopération en fruitières. L'élevage est souvent la seule orientation possible sur les reliefs, des plateaux aux montagnes du Jura où le climat est rude avec des sols karstiques superficiels et pentus. Depuis la fin du XIX^{ème} siècle au début du XXI^{ème} l'occupation du territoire a fortement évolué avec une augmentation de la part des forêts et des prairies et une diminution des surfaces consacrées aux cultures (passant de 34 à 10 % dans le Doubs et de 38 à 17 % dans le Jura), comme on peut le constater dans les Figure 63 et Figure 64. Parmi les cultures, le blé est la culture principale du Doubs et du Jura (environ 24 000 ha), suivi du maïs (environ 20 000 ha) et de l'orge (environ 15 000 ha). Le maïs est récolté sec en grain en plaine (environ 12 400 ha) ou utilisé comme fourrage en lait standard, l'ensilage de maïs n'étant pas autorisé pour l'alimentation du bétail dans les élevages laitiers sous AOP (Appellation d'Origine Protégée), à l'exception du maïs « vert » dont l'utilisation est très limitée.

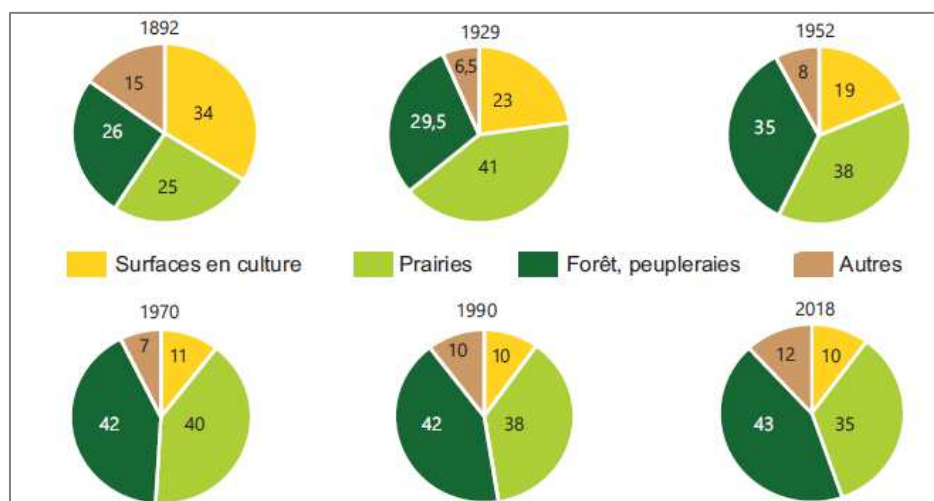


Figure 63 - Répartition de la SAU (y compris forestière) du Doubs de 1892 à 2018 en %. Source Agreste Etudes Bourgogne Franche Comté Avril 2020 N°3

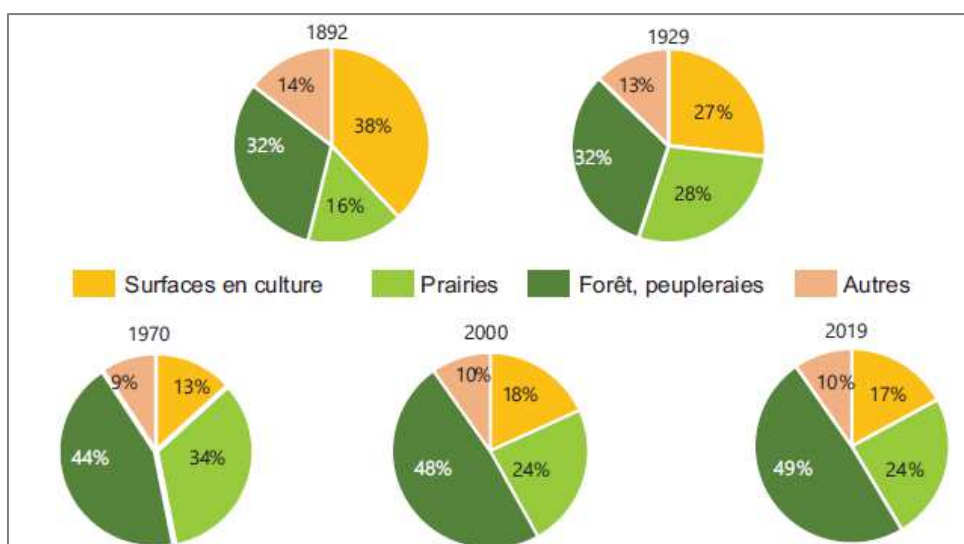


Figure 64 - Répartition de la SAU (y compris forestière) du Jura de 1892 à 2018 en %. Source Agreste Etudes Bourgogne Franche Comté Février 2021 N°20

Les paysages du Doubs et du Jura sont assez contrastés avec la zone de plaine et le premier plateau situés au nord-ouest ainsi que les vallées où sont présentes les cultures d'une part, et les plateaux moyen et supérieur et la zone montagne d'autre part qui se situent au sud-est selon un gradient d'altitude qui culmine avec le Mont d'Or à 1463 mètres dans le Doubs, le Crêt Pela à 1495 mètres dans le Jura et le Crêt de la Neige à 1720 mètres dans l'Ain. La part des prairies destinées à l'élevage laitier progresse avec l'altitude pour atteindre 100 % de la SAU (Surface Agricole Utile⁶) à partir des plateaux supérieurs. La bonne valorisation du lait via les productions

⁶ La Surface Agricole Utile SAU comprend les surfaces agricoles mises en valeur par les agriculteurs (cultures, prairies, vignes, maraîchage, jachères,...). Les surfaces en forêt, sauf mention contraire, ne sont pas intégrées dans la SAU

fromagères sous signe de qualité permet une attractivité de l'élevage bovin lait et un dynamisme de l'installation des jeunes agriculteurs.

En 2010, dans le Doubs, les cheptels moyens de vaches laitières sont proches de 40 VL (vaches laitières) pour les exploitations des zones des plateaux et de la montagne pour une surface de 65 ha en zone plateau et de 83 ha en zone de montagne. Dans cette dernière zone, la surface moyenne des exploitations est plus élevée de près de 30 % en raison des rendements fourragers limités par l'altitude (Figure 65).

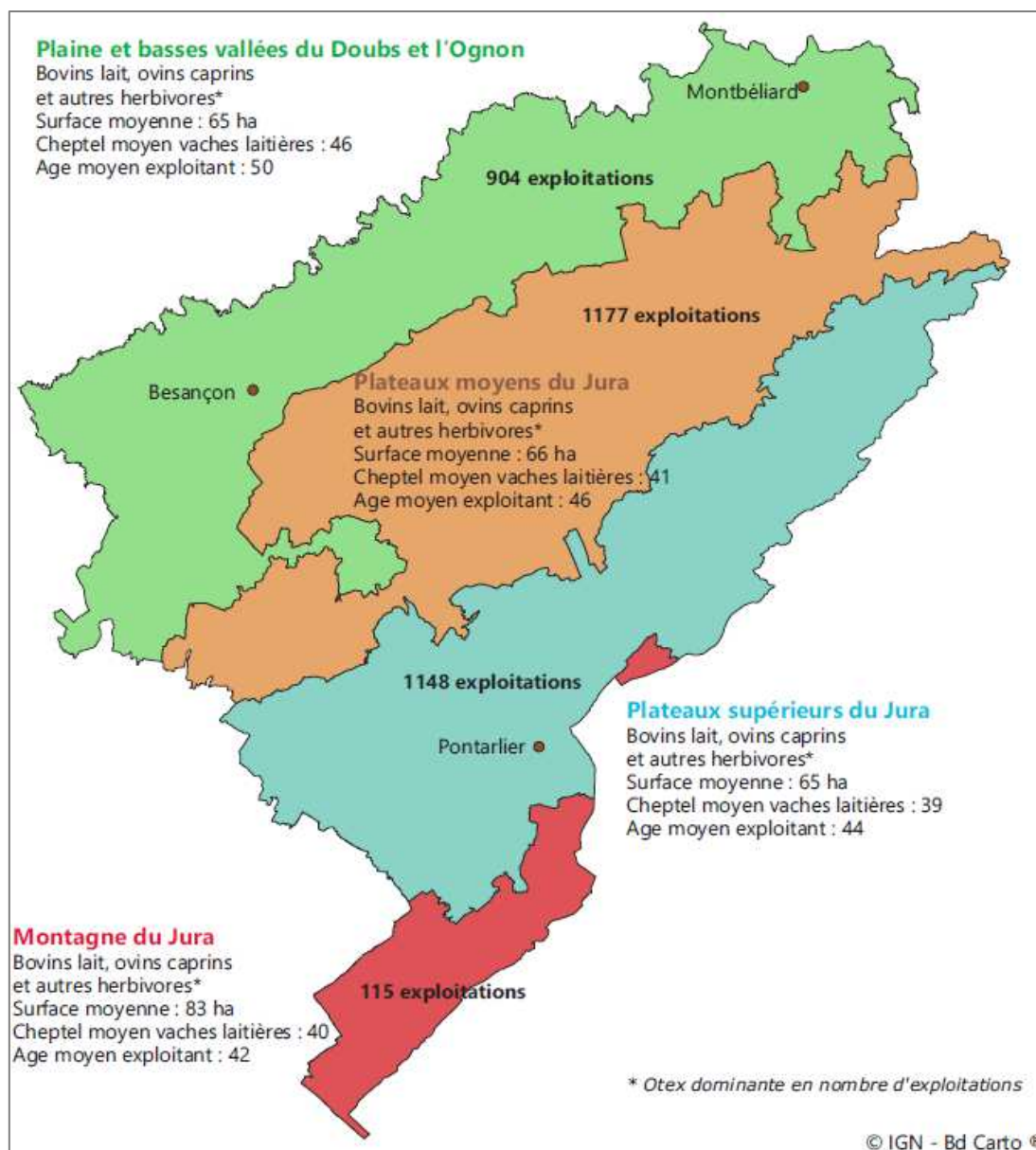


Figure 65 - Types d'exploitation par régions agricoles du Doubs (selon RGA 2010). Source : Agreste Etudes Bourgogne Franche-Comté Avril 2020 N°3. L'Agriculture du Doubs.

Dans le Jura, les cheptels moyens et surfaces moyennes varient de façon plus importante selon les régions agricoles (Figure 66). L'effectif total de bovins s'établit à 249 000 têtes en 2018 dans le Doubs et à 152 900 têtes en 2019 dans le Jura.

L'élevage porcin s'est historiquement développé à proximité des fromageries afin de valoriser le petit lait, coproduit de la fabrication des fromages, dans l'alimentation des porcs à l'engraissement. Ces porcs étaient ensuite transformés en saucisses traditionnellement fumées dans les tuyés des fermes comtoises. Les exploitations spécialisées en élevage porcin ne représentent que 1,4 % des orientations principales des exploitations du Doubs avec un cheptel porcin de 51 400 têtes en 2010 (90 000 têtes en 1985, 55 800 en 2000). Le cheptel porcin du Jura est estimé à près de 24 300 porcs en 2019 (44 000 têtes en 1985, 30 625 en 2000). Dans le Doubs et le Jura, entre 1985 et 2010, le cheptel porcin a diminué d'environ 40 %.

Le cheptel ovin du Doubs avec 7752 brebis mères et celui du Jura avec 11 220 brebis mères ne représente respectivement que 3,5 et 5,1 % du cheptel régional en 2010. Il est en forte diminution par rapport aux effectifs de 1985 (- 70 %). Les quantités d'apports en nutriments par le cheptel ovin sont donc négligeables par rapport aux autres productions. L'analyse des pressions issues des élevages de brebis ne sera donc pas conduite dans le rapport.

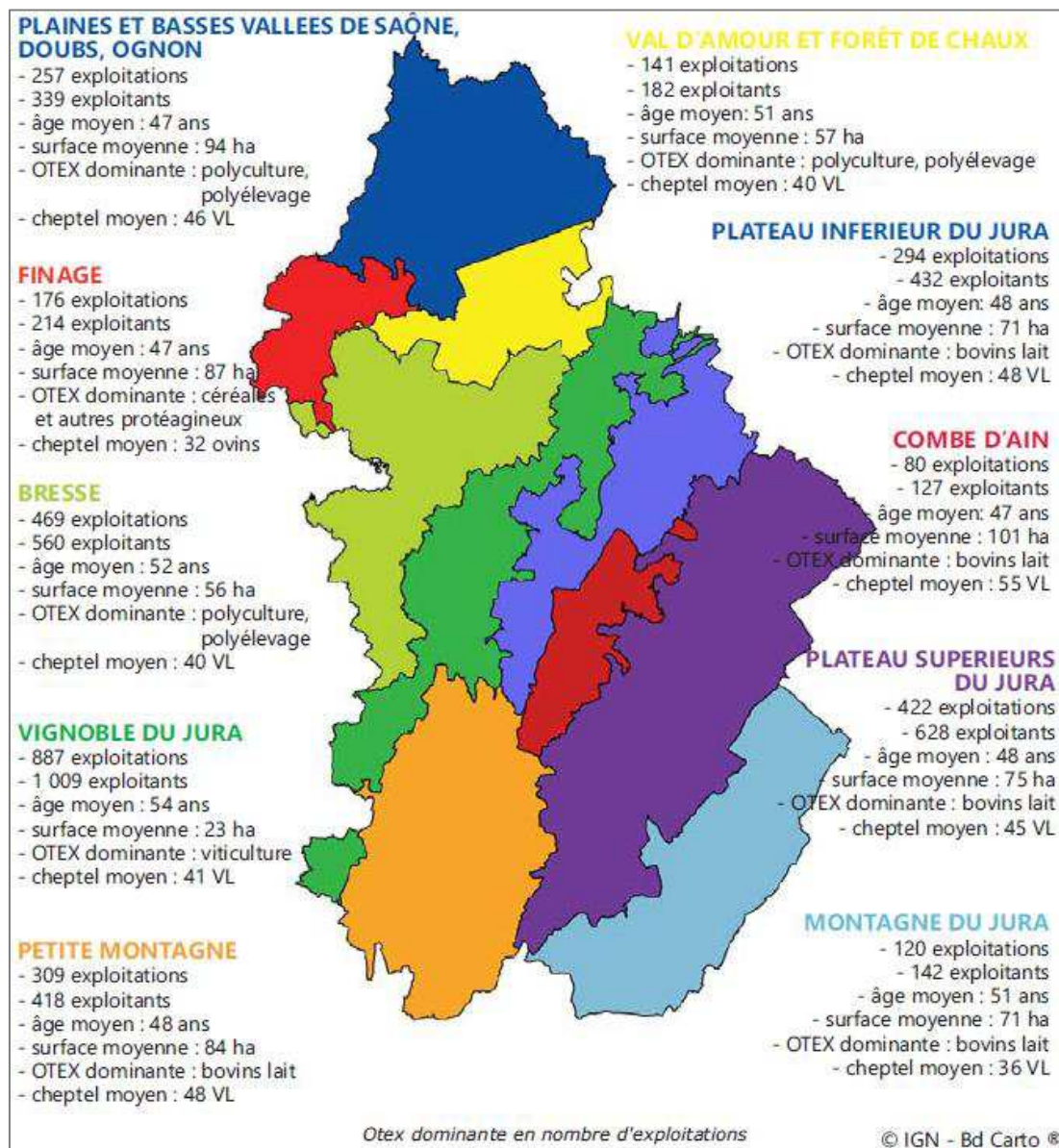


Figure 66 - Types d'exploitation par régions agricoles du Jura (selon RGA 2010). Source : Agreste Etudes Bourgogne Franche-Comté Février 2021 N°20. L'Agriculture du Jura.

	Total bovins	Vaches laitières	Porcins	Brebis mères
Doubs	12,2 %	36,3 %	19,1 %	3,5 %
Jura	7,8 %	20,0 %	9,7 %	5,1 %

Tableau 7 – Part des effectifs animaux des principales productions d'élevage du Doubs et du Jura par rapport au cheptel régional (Bourgogne Franche-Comté) en 2010

Depuis 2010, les tendances d'évolution de l'agriculture sur le massif du Jura restent les mêmes : une spécialisation laitière accompagnée d'une diminution des vaches allaitantes, une baisse des productions de lait standard au profit de lait AOP sur les zones basses et la poursuite de la baisse des élevages porcins.

7.2. L'EVOLUTION DES SURFACES AGRICOLES DEPUIS 50 ANS (SOURCES : RGA ET RPG)

La zone d'étude NUTRI-Karst s'étend sur l'ensemble du Massif du Jura sur les départements du Doubs, du Jura et de l'Ain. La plupart des données agricoles sont disponibles à l'échelle cantonale. Le choix des cantons à retenir dans la zone d'étude, a fait l'objet d'une concertation avec l'Agence d'Eau, le BRGM et les Chambres d'Agriculture (01, 25, 39). Au total 57 cantons (Doubs : 20, Jura : 18, Ain : 19) ont été retenus, couvrant une surface agricole d'environ 360 000 ha. Il s'agit des anciens cantons d'avant la réforme administrative de 2014. La liste des cantons avec leurs caractéristiques figure en Annexe 1.

Les données concernant l'évolution des surfaces agricoles de la zone NUTRI-Karst proviennent du Recensement Général Agricole (RGA) disponible pour les années 1970, 1979, 1988, 2000 et 2010, ainsi que des Registres Parcellaires Graphiques (RPG) issus des déclarations de surface, disponibles pour les années 2010 à 2019. L'échelle de travail retenue est le canton (sur la base des anciens cantons) qui permet, à quelques exceptions près, de s'affranchir du secret statistique. Les données du RGA à l'échelle communale sont souvent inaccessibles en raison du trop petit nombre d'exploitations. Ces deux sources de données (RGA et RPG) ne représentent toutefois pas les mêmes surfaces. Les superficies renseignées dans le RGA sont celles des exploitations ayant leur siège dans la commune quelle que soit la localisation des parcelles. Elles ne peuvent être comparées à la superficie totale agricole de la commune.

7.2.1. Evolution générale des surfaces à l'échelle de la zone d'étude NUTRI-Karst depuis 50 ans

Les évolutions des surfaces agricoles par département, en hectare et en pourcentage, sont présentées en détail dans la Figure 67. Selon le RGA, les surfaces agricoles de l'ensemble de la zone d'étude NUTRI-Karst représentaient une surface de 388 950 ha en 1970 et de 354 230 ha en 2010 et selon le RPG, les surfaces déclarées à la PAC, passent de 357 304 ha en 2010 à 367 638 ha en 2019. Sur la période 1970 – 2010, on peut constater une très légère augmentation des surfaces agricoles entre 1970 et 1979 dans le Doubs et le Jura (+ 4 500 ha environ cumulé), puis une diminution progressive. Cette diminution est observable sur l'ensemble du Massif du Jura mais elle est plus importante dans le département de l'Ain, où elle est observable dès 1979, en lien avec une déprise agricole et la pression démographique sur le foncier.

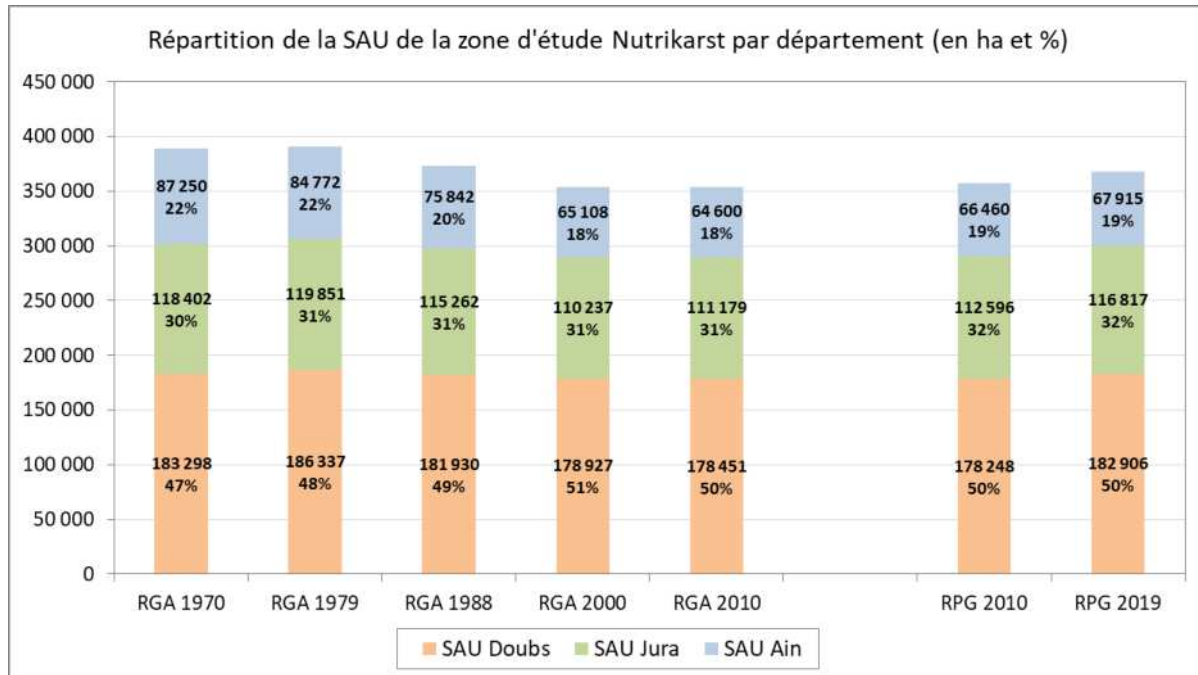


Figure 67 - Evolution et répartition des surfaces agricoles de la zone d'étude NUTRI-Karst de 1970 à 2019 par département en hectares

Selon le RGA 2010, le département du Doubs est celui qui comprend la plus grande surface agricole avec 178 451 ha (soit 50,4 % de la zone d'étude NUTRI-Karst), devant le Jura avec 111 179 ha (31,4 %) et l'Ain avec 64 600 ha (18,2 %). La diminution des surfaces agricoles du RGA entre 1970 et 2010 est limitée dans le Doubs où elle représente 4 847 ha (-2,6 %). Elle est un peu plus importante dans le Jura avec une diminution de 7223 ha (-6,1 %). C'est dans l'Ain qu'elle est la plus importante avec une perte de 22 650 ha soit un peu plus d'un quart de la surface de 1970 (-26 %).

7.2.2. Evolution de l'occupation du sol et de la répartition des cultures depuis 50 ans

Le massif du Jura est caractérisé par la domination des surfaces en herbe destinées au cheptel laitier qui représentent près de 90 % de l'occupation des parcelles agricoles (Figure 68). La surface fourragère principale (SFP) représente les surfaces en prairies permanentes, ainsi que les surfaces en prairies temporaires, et les fourrages annuels (maïs ensilage ou vert, betterave fourragère, colza fourrager,...). La part de la SFP dans la SAU est relativement stable à l'échelle du massif du Jura, quelles que soient les années ou les sources de données (RGA - Recensement Général Agricole ou RPG - Registre Parcellaire Graphique). Elle représente entre 86,8 et 89,5 % de la SAU. Les surfaces en cultures représentent environ 10 % de la surface agricole et ce ratio n'évolue pratiquement pas depuis 50 ans.

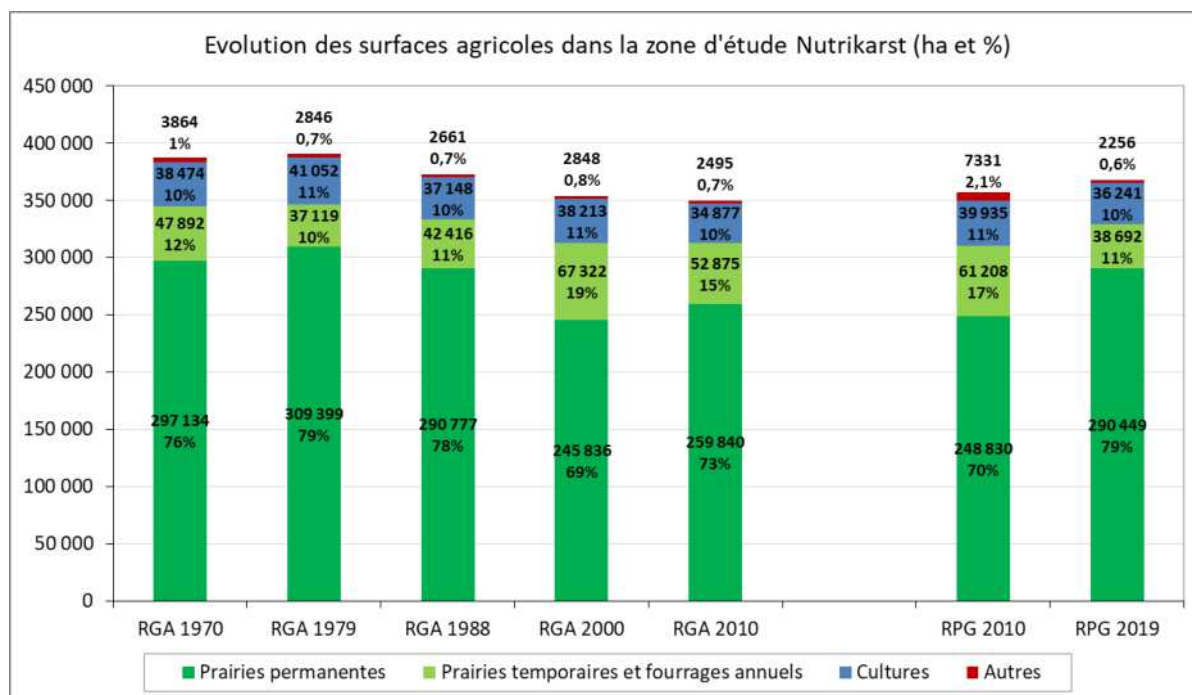


Figure 68 - Evolution et répartition des surfaces agricoles par catégorie entre 1970 et 2019 dans la zone d'étude NUTRI-Karst en hectare

Les surfaces en maïs fourrage, incluses dans la catégorie « prairies temporaires et fourrages annuels » peuvent être considérées comme négligeables à l'échelle de la zone d'étude NUTRI-Karst. Elles représentent entre 0,8 et 2,1 % de la SFP. Les autres surfaces fourragères (betterave fourragère, colza fourragère, ...) sont également très minoritaires. On peut donc considérer que les surfaces en herbe (prairies permanentes et prairies temporaires) représentent la quasi-totalité de la surface fourragère principale (SFP).

Une répartition entre prairie permanentes et prairies temporaires stable malgré les apparences

La part des surfaces en prairies temporaires montre une certaine variabilité selon les sources de données (RGA et RPG) et les années disponibles. Elles sont les plus faibles dans les RGA des années 1970 à 1988 (9,5 à 12,3 % de la SAU) et en 2019 (RPG 2019), alors qu'elles augmentent significativement dans la période 2000 à 2010 (19 % et 14,9 % selon les RGA et 17,1 % dans le RPG 2019). D'un point de vue agronomique, les prairies temporaires sont des parcelles que les agriculteurs incluent dans une succession de cultures comprenant généralement 3 à 8 ans de prairies temporaires et 1 à 3 ans de céréales. Le retournement de la prairie temporaire intervient au moment où la prairie se dégrade (évolution défavorable de la flore accompagnée d'une perte de rendement). La réforme de la PAC (Politique Agricole Commune) entrée en vigueur en 1992 a introduit la notion administrative de « prairie temporaire » correspondant à une prairie dont l'âge varie de 0 à 5 ans, puis de « prairie temporaire de plus de 5 ans ». La plupart des éleveurs craignent le cap des 5 ans de leurs prairies. C'est une bascule réglementaire, qui voit une prairie temporaire passer potentiellement en prairie permanente avec un risque d'interdiction à terme de les labourer et d'y implanter des cultures. Les organisations professionnelles agricoles, à l'échelle nationale, ont alors donné comme consigne de limiter au maximum la déclaration de surfaces en prairie permanente dans les déclarations PAC afin de ne pas figer le potentiel de production de culture des exploitations agricoles. Depuis l'entrée en vigueur de la réforme de la PAC, comme partout en France, les éleveurs en zone basse et sur les premiers plateaux ont donc déclaré une partie de leurs prairies de longue durée (de plus de 5 ans), en prairie temporaire à la PAC. Ceci

peut expliquer la diminution de la part des prairies permanentes dans le RGA entre 1988 et 2000. Ensuite, les éleveurs ont été incités par l'administration, mais non obligés, à déclarer leurs prairies à partir de la sixième année après l'implantation en « prairie temporaire de plus de 5 ans » ou en « prairie permanente ». Cette évolution explique le retour de prairies temporaires vers la catégorie des prairies permanentes dans les RGA (2000 par rapport à 1988 et 2010 par rapport à 2000).

Ce n'est que très récemment, depuis 2015, sous l'effet de l'évolution des outils informatiques permettant le suivi spatialisé de l'occupation du sol, que l'administration a classé les prairies temporaires de plus de 5 ans dans la catégorie des prairies permanentes. Ceci explique l'augmentation de la part relative des prairies permanentes entre le RPG 2010 et le RPG 2019.

Au cours des 50 dernières années, on n'observe pas d'augmentation des surfaces en culture, elles ont plutôt tendance à diminuer de façon régulière entre le RGA de 1979 et celui de 2010, ainsi qu'entre le RPG de 2010 et celui de 2019. Ce fait confirme que les nouvelles surfaces déclarées en prairie temporaire après la réforme de la PAC de 1992 n'ont généralement pas fait l'objet d'un retournement et d'une mise en culture.

7.2.3. Evolution détaillée des surfaces depuis 10 ans (RPG)

Pour rappel, les surfaces issues du RPG et présentées ci-après (Figure 69) correspondent à des parcelles présentes géographiquement dans les 57 cantons (anciens cantons) de la zone d'étude NUTRI-Karst. Depuis une dizaine d'années on observe une augmentation de la surface déclarée à la PAC d'environ 10 000 ha (+ 2,9 %) passant de 357 303 à 367 637 ha pour la zone d'étude NUTRI-Karst.

Cette augmentation concerne les trois départements de la zone d'étude. Le Doubs et le Jura voient leur surface agricole progresser d'un peu plus de 4000 ha entre 2010 et 2019, soit respectivement + 2,6 % et + 3,7 %, alors que l'Ain gagne 1455 ha, soit 2,2 %.

Cette augmentation de surface peut s'expliquer par l'évolution récente de la réglementation liée à la PAC et en particulier aux règles relatives à l'aide ICHN (Indemnité Compensatoire de Handicaps Naturels) dont les montants, liés aux surfaces déclarées, augmentent à partir de 2015, incitant les agriculteurs à accroître les surfaces déclarées. Par ailleurs, à partir de 2018 l'administration a également procédé à une modification d'appréciation de la surface admissible, qui permet de déclarer de la surface en prairie dans les zones boisées pâturées, jusqu'alors non admissible aux aides PAC. On note également sur la zone frontalière un abandon de certaines parcelles exploitées par des agriculteurs suisses (non déclarées à la PAC) qui sont reprises par des éleveurs français. De façon plus marginale on note également un changement du statut des communaux autrefois gérés dans le cadre de syndicats pastoraux sans aides PAC et maintenant de plus en plus soit partagées entre éleveurs soit déclarées à la PAC par les syndicats pastoraux. Dans tous ces cas, ces évolutions se traduisent par une augmentation des surfaces déclarées à la PAC.

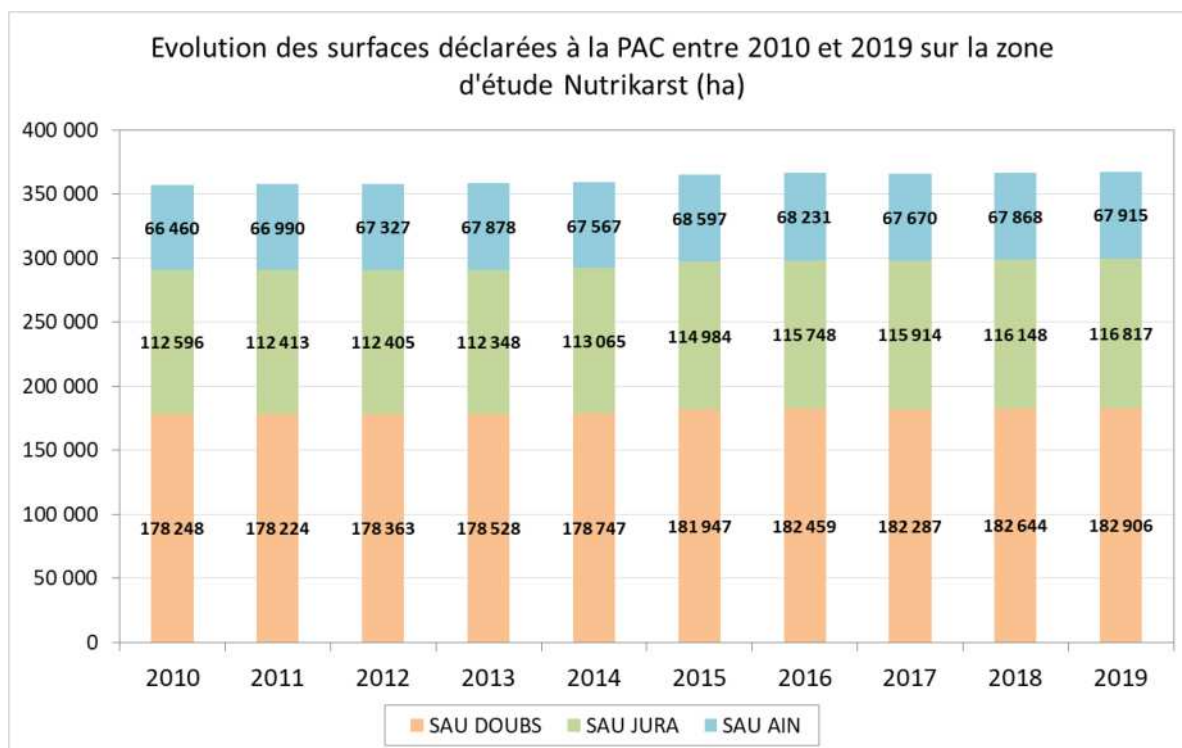


Figure 69 - Evolution des surfaces déclarées à la PAC (en ha) par département dans la zone d'étude NUTRI-Karst depuis 10 ans (source RPG)

Dans la plupart des cas, ces nouvelles surfaces déclarées correspondent à des secteurs qui étaient déjà exploités de façon informelle par les éleveurs sans que cela soit traduit dans les déclarations jusqu'en 2015. La déclaration PAC de 2015 a été l'occasion de formaliser cette situation. Dans certains secteurs, probablement minoritaires, les surfaces nouvellement déclarées correspondent à des zones qui n'étaient pas exploitées jusqu'alors.

A l'échelle de la zone d'étude NUTRI-Karst, cette évolution est toutefois relative et représente un peu plus de 10 300 ha (+ 2,9 %) entre 2019 et 2010 dont 8200 ha (+ 2,6 %) en 2015. Dans le cadre de l'étude NUTRI-Karst des pressions agricoles sur le territoire (entrées d'azote sous forme d'engrais par ha dans les bassins versants par exemple), on ne peut cependant pas considérer qu'il y ait eu « dilution » des pressions exprimées par ha de SAU depuis 2015.

Les Figure 70 et Figure 71 présentent l'évolution depuis 10 ans de l'occupation des surfaces agricoles déclarées à la PAC sur la zone d'étude NUTRI-Karst. Outre l'augmentation des surfaces, qui concernent les surfaces en prairie, on peut constater le transfert de parcelles de prairies temporaires dans la catégorie des prairies permanentes, en particulier depuis 2015 (voir explications au paragraphe précédent).

Entre 2010 et 2019, les surfaces en culture connaissent une légère diminution (- 3700 ha soit - 9%), en particulier depuis 2017. Cette diminution ne concerne que le Doubs et le Jura. On peut émettre l'hypothèse d'un recentrage des exploitations sur les surfaces fourragères au détriment des cultures de vente dans un contexte de sécheresses et de canicules récurrentes ces dernières années. Avec la diminution des rendements, les cultures de ventes deviennent moins rentables, alors que la baisse de production des cultures fourragères incite les agriculteurs qui ont des cultures de vente (plaine et premiers plateaux) à les convertir en prairies afin de maintenir leur

potentiel de production laitière, dans un contexte de prix du lait favorable. La conversion de surfaces en culture en prairies, accompagné de moins de travail du sol et de l'absence de périodes de sol nu, devrait être un facteur favorable à la limitation du transfert des nitrates d'origine agricole (diminution des pertes par lessivage et par ruissellement).

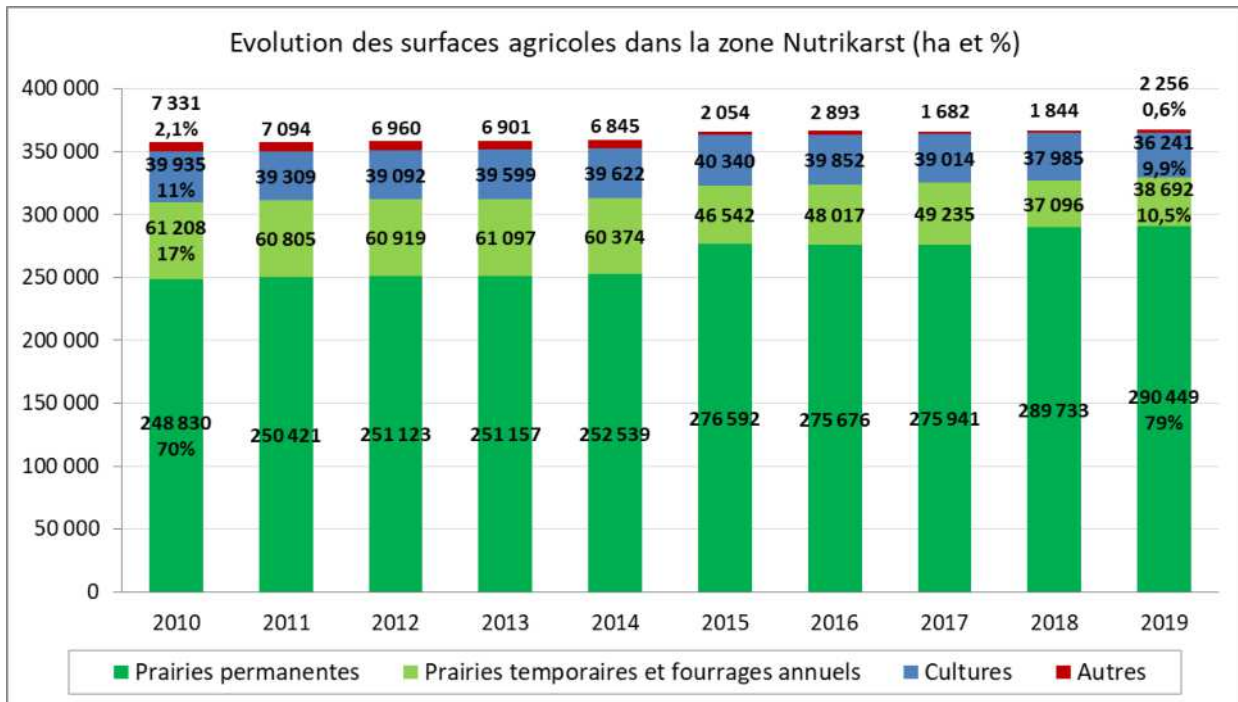


Figure 70 - Répartition des surfaces agricoles par catégorie entre 2010 et 2019 dans la zone d'étude NUTRI-Karst en hectares

a) Cas particulier des prairies

Jusqu'en 2014, au-delà de 5 années, des prairies ont continué à être déclarées en prairie temporaire avec le statut de « prairie temporaire de plus de 5 ans ». En 2015, les prairies temporaires de plus de 5 ans ont été classées dans la référence des prairies permanentes des exploitations agricoles. L'examen détaillé de l'évolution annuelle des surfaces déclarées à la PAC sur la zone d'étude NUTRI-Karst (RPG 2010 à 2019) confirme d'une part l'augmentation « administrative » des surfaces en prairies permanentes en 2015, alors que sur le terrain ces surfaces n'ont fait l'objet d'aucun changement de pratiques agricoles (Figure 71 et Figure 72). Depuis 2018 est entrée en vigueur l'obligation de déclarer en prairie permanente toute prairie à partir de sa sixième année (disparition de la notion de « prairie temporaire de plus de 5 ans » au profit de la « prairie en rotation longue » assimilée à une prairie permanente).

L'évolution récente, entre 2015 et 2019, marquée par une diminution relative des surfaces en prairie temporaire peut également s'expliquer par trois causes : la transformation progressive des parcelles en prairie temporaire dépassant l'âge de 5 ans qui basculent dans le statut de prairie permanente, la mise en herbe de surfaces en culture et la comptabilisation de nouvelles surfaces boisées pâturées (à partir de 2018).

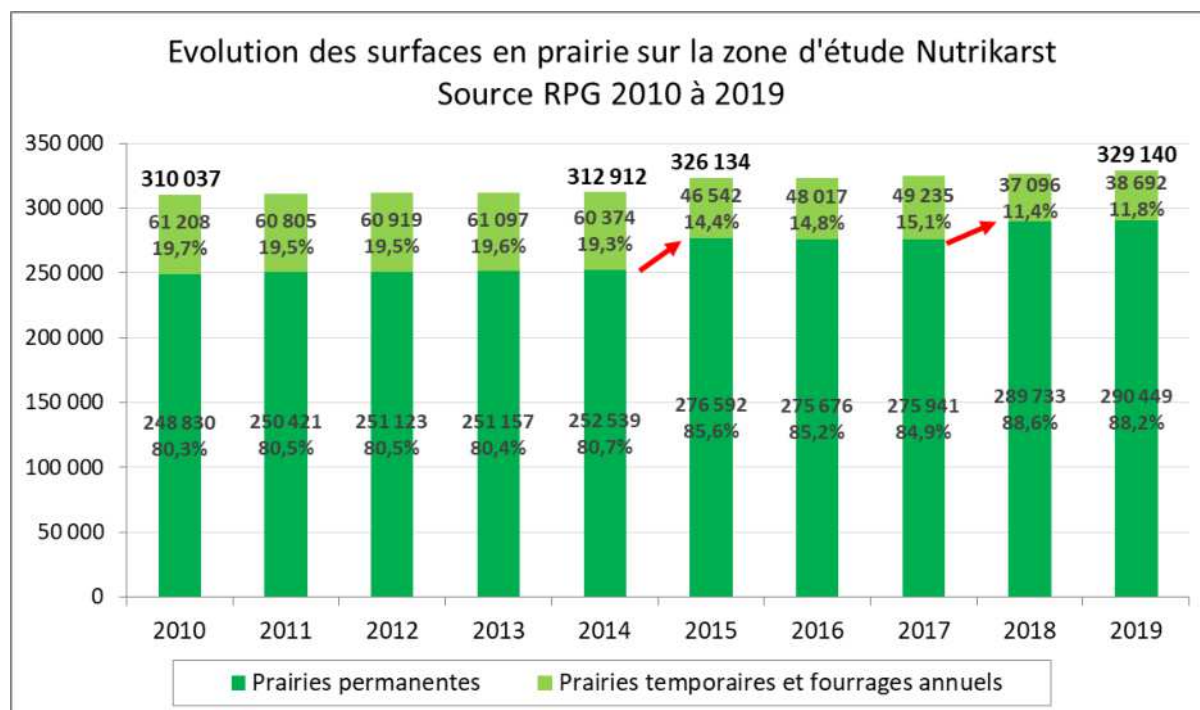


Figure 71 - Evolution des surfaces déclarées à la PAC en prairies permanentes et prairies temporaires entre 2010 et 2019 dans la zone d'étude NUTRI-Karst en hectare et pourcentage

Le retournement des prairies permanentes est une pratique qui reste possible, sous condition, pour une exploitation agricole : la prairie ne doit pas être qualifiée de « sensible » (Natura 2000,...), le ratio prairies permanentes/SAU doit être conservé à l'échelle de l'exploitation jusque 2015 puis à l'échelle régionale depuis 2015. Ces règles ont été définies afin de conserver à l'échelle du territoire les surfaces en prairies permanentes. Contrairement à d'autres régions agricoles qui ont connu une diminution de l'élevage qui s'est accompagné par un retournement et une mise en culture de nombreuses prairies, le massif du Jura, du fait du dynamisme de la filière lait, a conservé ses surfaces en prairie.

b) Evolution de l'occupation des sols agricoles dans le Doubs et le Jura depuis 50 ans (RGA et RPG)

Le Doubs et le Jura occupent la majorité de la zone d'étude NUTRI-Karst. L'étude de l'évolution de l'occupation des surfaces dans ces deux départements est donc assez similaire aux tendances générales présentées précédemment. La Figure 72 représente l'évolution de l'occupation des sols agricoles depuis 50 ans dans les départements du Doubs et du Jura pour la zone d'étude NUTRI-Karst. Les surfaces des RGA et du RPG ne sont pas comparables mais la tendance générale montre que, dans le Doubs et le Jura, les surfaces agricoles ont diminué entre 1970 et 2010, cette diminution correspondant à une perte de foncier agricole. Au cours des 10 dernières années on assiste à une tendance inverse liée à l'augmentation des surfaces déclarées à la PAC sans que cela se traduise par une réelle augmentation des surfaces effectivement affectées à l'agriculture. Les surfaces en cultures sont restées très stables, diminuant très légèrement, au cours des 50 dernières années (- 4500 ha soit - 1,5 %), alors qu'une partie des prairies permanentes a été classée en prairies temporaires entre les années 90 (réforme de la PAC) et les années 2010-2015 (suppression des prairies temporaires de plus de 5 ans). En 2019, les surfaces déclarées en prairies permanentes ont retrouvé leur niveau de 1988.

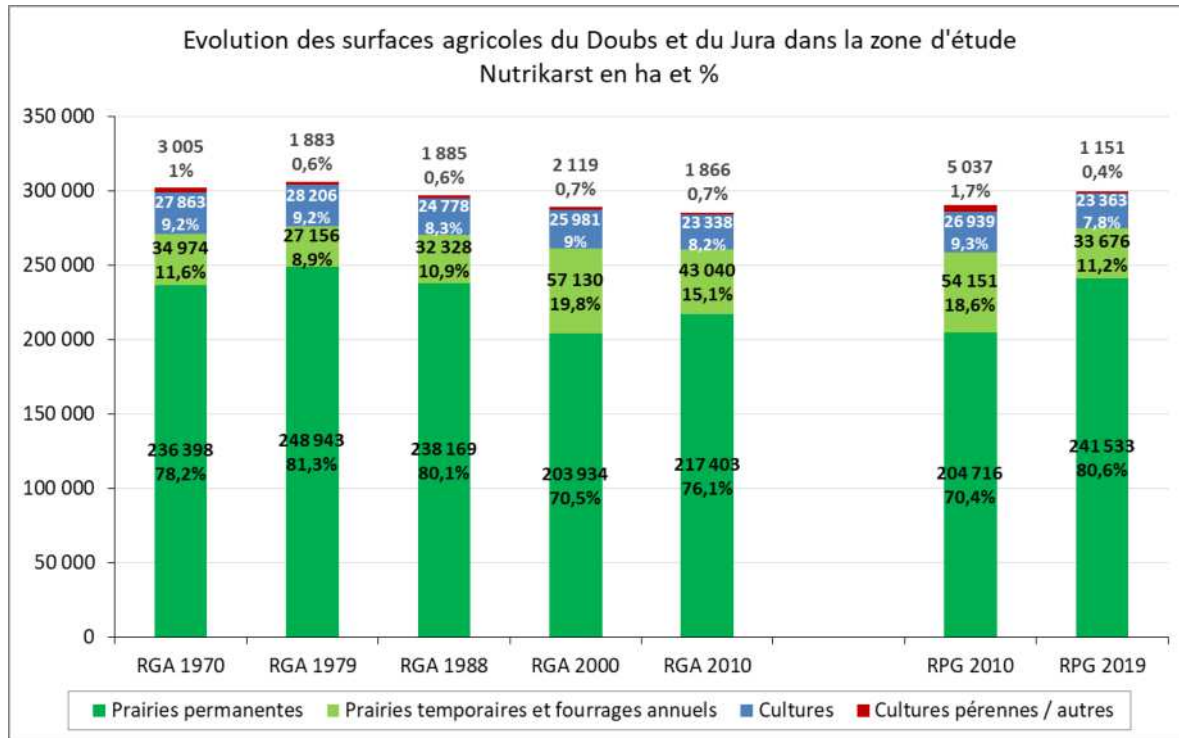


Figure 72 - Répartition des surfaces agricoles en ha et pourcentage par catégorie entre 2010 et 2019 dans le Doubs et le Jura de la zone d'étude NUTRI-Karst en hectares

c) Evolution de l'occupation du sol dans l'Ain depuis 50 ans (RGA et RPG)

L'occupation du sol dans le département de l'Ain a connu une évolution remarquablement différente des départements francs-comtois de la zone d'étude NUTRI-Karst (Figure 73). Au cours de la période 1970 à 2010, les surfaces agricoles ont fortement diminué, passant de 87 250 à 64 600 ha soit une perte de 22 650 ha (- 26 %). Cette diminution a touché en premier lieu les prairies permanentes et temporaires (-928 ha entre le RGA de 1979 et celui de 2010), alors que les surfaces en culture ont légèrement progressé. De ce fait on observe une augmentation relative des surfaces en culture dans le paysage agricole de l'Ain, passant de 12,5 % en 1970 à près de 20 % des surfaces agricoles actuellement.

En ce qui concerne la répartition spatiale des surfaces agricoles entre les zones basses, les plateaux et la zone de montagne, on constate dans le Doubs et le Jura, que seuls les cantons les plus bas en altitude ont perdu de la surface agricole entre 1970 et 2010. Cette perte de surface agricole est cependant limitée et représente pour l'ensemble de la zone NUTRI-Karst de ces deux départements 12 070 ha soit 4 % de la surface totale. Au cours de la même période, on peut observer de la zone de plaine jusqu'au plateau moyen, un transfert administratif mais non accompagné d'une modification des pratiques agricoles, d'une partie des prairies permanentes vers les prairies temporaires. Les surfaces en cultures peu présentes du plateau supérieur à la zone montagne ont tendance à y disparaître, elles diminuent sur le plateau moyen et se maintiennent à leur niveau de 1979 jusqu'en 2010 sur la zone la plus basse en altitude (plaine et premier plateau).

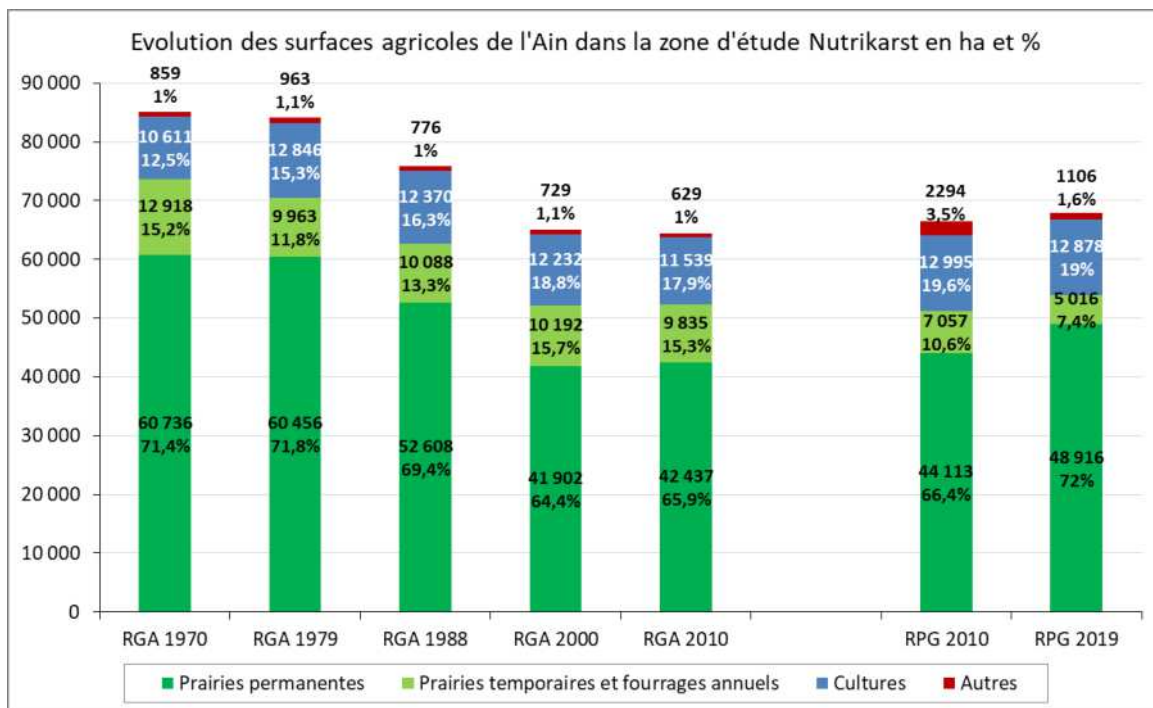


Figure 73 - Répartition des surfaces agricoles par catégorie entre 2010 et 2019 dans l'Ain de la zone d'étude NUTRI-Karst en hectares

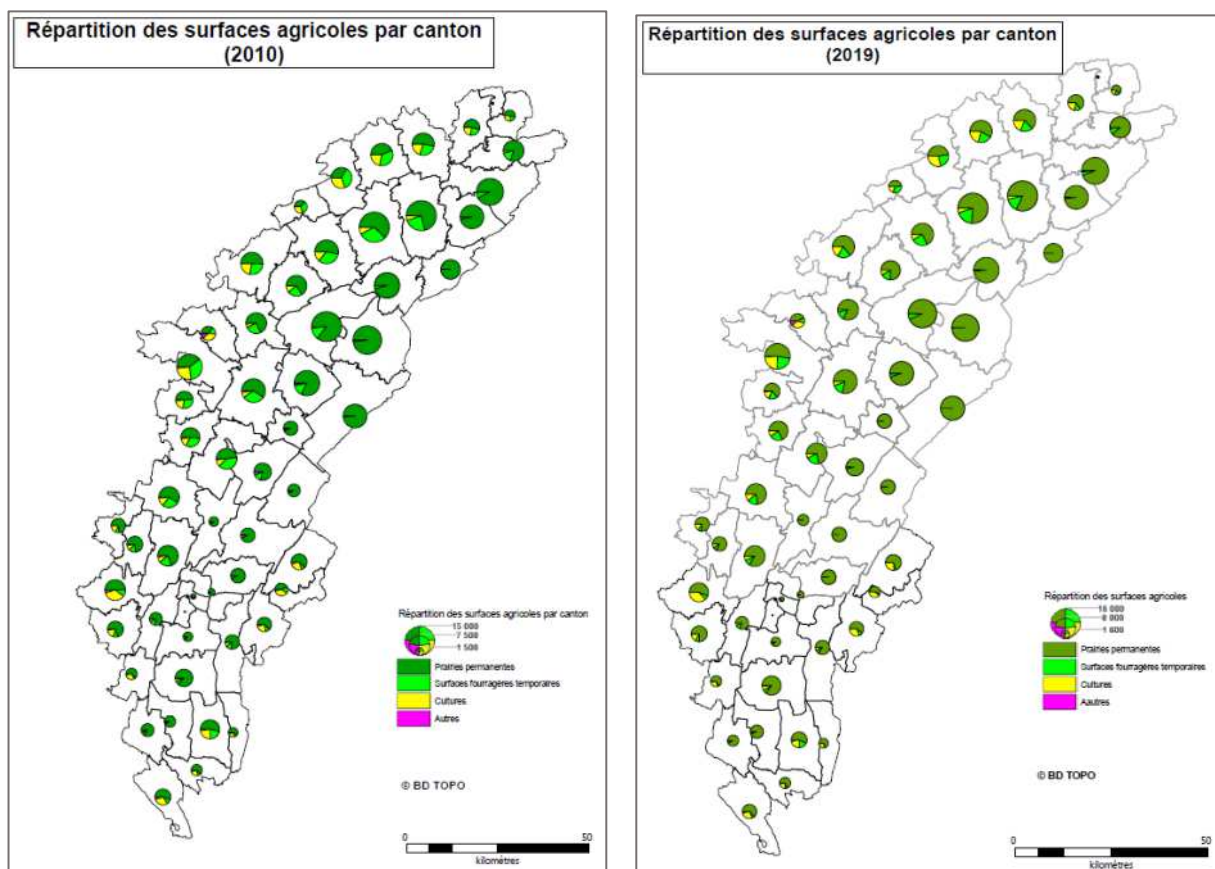


Figure 74 - Comparaison de l'occupation du sol par canton entre 2010 et 2019 dans la zone d'étude NUTRI-Karst. Source : extraction par les DRAAF BFC et AURA à partir du RPG (déclarations PAC)

Entre 1970 et 2010, on assiste dans l'Ain à une forte érosion des surfaces agricoles, tant en zone de plaine qu'en zone plateau et montagne. Entre 2010 et 2020, la SAU se maintient en zone de plaine et progresse très légèrement en zone montagne. Cette perte de surface agricole concerne en particulier les prairies permanentes et artificielles, tant en zone de plaine qu'en zone plateau et montagne. Les surfaces en cultures, progressent significativement dans les cantons de plaine (+2009 ha, soit +53 % entre 1970 et 2019) mais diminuent légèrement en zone plateau et montagne (-258 ha, soit -4%). Les surfaces en cultures restent cependant très minoritaires par rapport aux autres surfaces agricoles.

La Figure 74 représente l'évolution de la répartition de l'occupation du sol par canton entre 2010 et 2019. En dix ans, on peut constater le transfert (administratif) de surfaces déclarées en prairies temporaires en 2010 qui sont déclarées en prairies permanentes en 2019, en particulier sur le premier plateau. Les surfaces en culture sont relativement stables en zone de plaine et sur le premier plateau alors qu'elles diminuent sur le second plateau.

7.3. L'EVOLUTION DU CHEPTEL BOVIN DEPUIS 50 ANS (SOURCE RGA ET SPIE)

7.3.1. Avertissement sur les données disponibles

Deux sources de données ont pu être utilisées pour suivre l'évolution du cheptel bovin sur la zone d'étude NUTRI-Karst. D'une part le Recensement Général Agricole (RGA) disponible à l'échelle cantonale pour les années 1970, 1979, 1988, 2000 et 2010 et d'autre part les données issues de la Base de Données Nationale d'Identification animale (BDNI) recueillies auprès du SPIE (Système Professionnel Information Elevage). Ces dernières données sont disponibles à l'échelle communale et annuellement de 2000 à 2020. Dans les deux cas il s'agit des effectifs présents dans les fermes ayant leur siège dans le canton (RGA) ou dans la commune (SPIE). Les données du SPIE sont les effectifs animaux au 1^{er} janvier de l'année.

Les données du RGA n'ont pas pu être collectées de façon exhaustive en raison du manque de disponibilité des données : dans le RGA de 1970 les effectifs bovins ne sont disponibles que pour l'Ain et le Doubs mais pas pour le Jura. Pour l'Ain, le détail des effectifs par catégorie de bovins n'est pas exhaustif. Enfin, le secret statistique a rendu inaccessible un certain nombre de données : aucune donnée disponible concernant le cheptel du canton de Valentigney (trop peu d'éleveurs et d'effectifs) et secret statistique sur un certain nombre de catégories bovines dans l'Ain (1 à 5 cantons concernés selon les années du RGA).

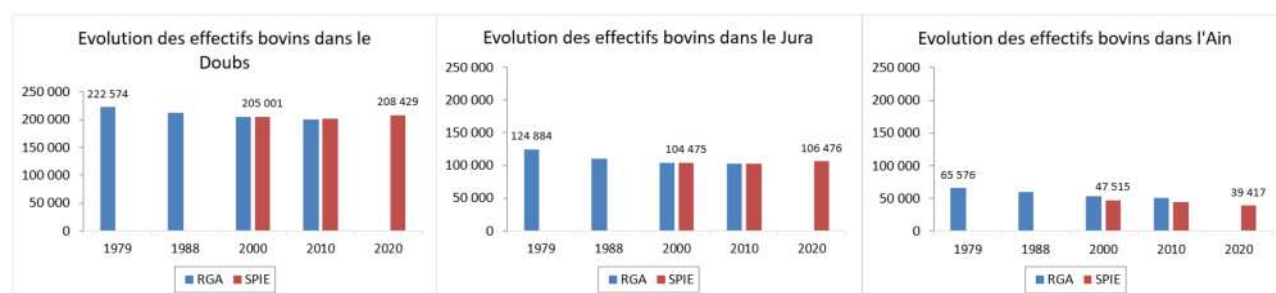
A l'échelle de la zone d'étude NUTRI-Karst, le manque de données, lié au secret statistique, ne concerne qu'un nombre réduit de cantons où les effectifs bovins sont très faibles. On peut donc estimer que cela n'affecte pas l'analyse globale de l'évolution des effectifs bovins.

7.3.2. Evolution globale depuis 40 ans du cheptel bovin sur l'ensemble de la zone d'étude NUTRI-Karst

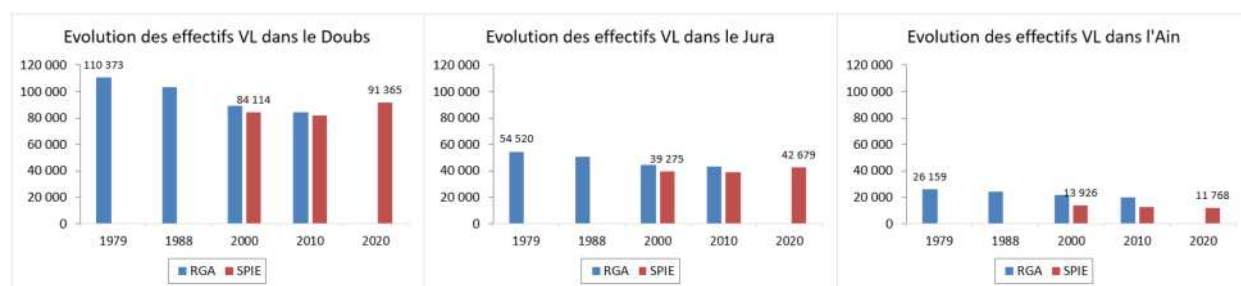
Bien que les sources soient d'origine différente entre le RGA et les données du SPIE, les effectifs globaux sont suffisamment proches en 2000 et en 2010 pour permettre de suivre l'évolution au cours des 40 dernières années du cheptel bovin sur la zone d'étude NUTRI-Karst. La Figure 75 et Figure 76 présentent l'évolution du cheptel bovin (total des effectifs et vaches laitières). On peut constater que malgré une augmentation récente des effectifs bovins, les animaux sont nettement moins nombreux actuellement que dans les années 1979 à 2010. Par rapport à l'année 1979, en quarante ans, la diminution des effectifs concerne les trois départements, avec une

diminution modérée dans le Doubs, plus marquée dans le Jura et très importante dans le département de l'Ain.

Total bovins	Doubs		Jura		Ain		Total NUTRI-Karst	
Année	RGA	SPIE	RGA	SPIE	RGA	SPIE	RGA	SPIE
1979	222 574		124 884		65 576		413 034	
1988	212 460		110 776		59 442		382 678	
2000	204 517	205 001	104 305	104 475	52 884	47 515	361 706	356 991
2010	199 490	201 658	102 243	102 438	51 122	43 749	352 855	347 845
2020		208 429		106 476		39 417		354 322
Ecart 2020 vs 1979		-14 145		-18 408		-26 159		-58 712
2020 en % de 1979		-6%		-15%		-40%		-14%



Vaches laitières	Doubs		Jura		Ain		Total NUTRI-Karst	
Année	RGA	SPIE	RGA	SPIE	RGA	SPIE	RGA	SPIE
1979	110 373		54 520		26 159		191 052	
1988	103 438		50 302		24 163		177 903	
2000	88 926	84 114	44 573	39 275	21 993	13 926	155 492	137 315
2010	84 320	81 824	43 145	38 989	20 190	12 708	147 655	133 521
2020		91 365		42 679		11 768		145 812
Ecart 2020 vs 1979		-19 008		-11 841		-14 391		-45 240
2020 en % de 1979		-17%		-22%		-55%		-24%



En 40 ans sur le massif du Jura, la politique des quotas laitiers (1984 à 2015) et les cahiers des charges des AOP ont permis d'éviter l'augmentation du cheptel bovin, des effectifs de vaches laitières et en conséquence de la pression bovine sur le territoire. Au contraire, on observe entre 1979 et 2020 une diminution, variable selon les départements, des effectifs bovins et des vaches laitières.

7.3.3. Evolution globale du cheptel bovin sur l'ensemble de la zone d'étude NUTRI-Karst (RGA 1979-2010)

Ne disposant pas des effectifs bovins du Jura pour l'année 1970, les données ci-après synthétisent les RGA de 1979 à 2010 qui sont disponibles sur l'ensemble de la zone d'étude NUTRI-Karst. L'agriculture du massif du Jura est fortement spécialisée dans la production de lait sous label de qualité. L'élevage laitier, vaches laitières et génisses pour le renouvellement du troupeau, représente l'immense majorité des effectifs bovins (Figure 77). Les vaches laitières représentent environ 45 % des effectifs bovins et plus de 90 % des vaches. Le RGA ne permet pas de distinguer les génisses des jeunes bovins mâles mais ceux-ci sont très minoritaires.

Au global sur la zone d'étude NUTRI-Karst, on peut constater, par rapport à 1979, que les effectifs bovins diminuent significativement sur cette période (-60 179 bovins, -14,6%) et que ce sont les vaches laitières qui perdent la majorité des effectifs (-54 025 vaches, -28,9%). Les effectifs de jeunes bovins se maintiennent à environ 200 000 animaux depuis 1988 après avoir subi une baisse d'environ 10 % de leurs effectifs entre 1979 et 1988. Entre 1979 et 2010, les effectifs de jeunes bovins ont diminué de 16 782 têtes, soit -7,6 %. Les vaches allaitantes ont vu leurs effectifs pratiquement tripler entre 1979 et 2010 (+ 8577) mais elles sont très minoritaires dans les effectifs bovins (13 135 têtes en 2010 soit moins de 4 % des effectifs bovins).

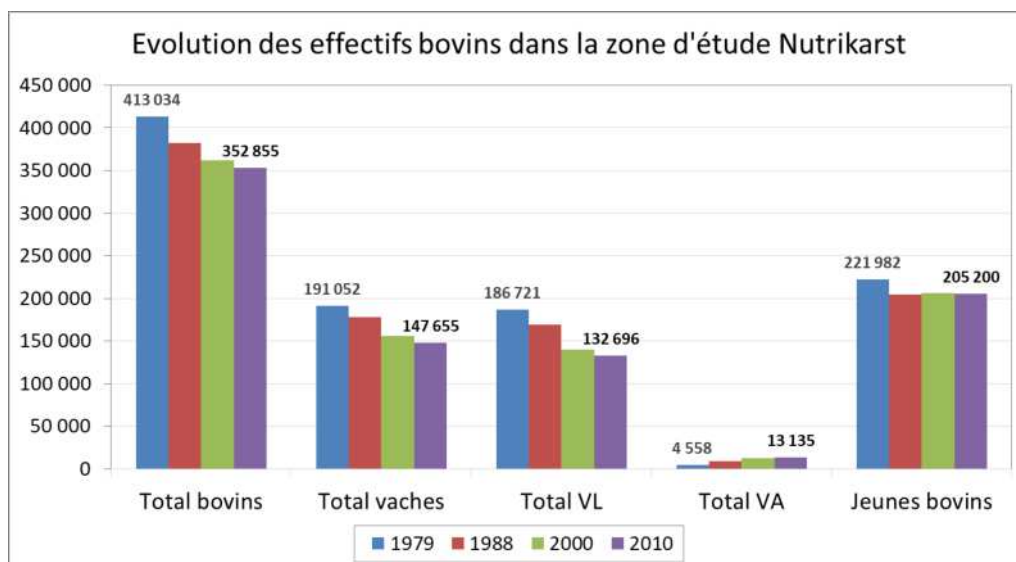


Figure 77 - Evolution des effectifs bovins par catégorie dans zone d'étude NUTRI-Karst entre 1979 et 2010 (RGA)

En 2010, 56,5 % des effectifs bovins sont situés dans le département du Doubs, 29 % dans le Jura et environ 14,5 % dans l'Ain. Cette répartition a peu évolué entre 1979 et 2010.

La Figure 78 permet de constater que l'érosion des effectifs bovins concerne les trois départements de façon assez semblable, le Doubs a vu cependant ses effectifs diminuer dans une moindre mesure, en proportion (-10 %), que le Jura (-18 %) et l'Ain (-22 %). En terme de nombre de bovins ramené à la SAU de la zone d'étude NUTRI-Karst de chaque département, le Doubs présente également la plus forte densité de bovins, devant le Jura, suivi de l'Ain avec par exemple en 2010 : 1,1 bovins/ha SAU dont 0,44 VL pour le Doubs, 0,85 bovins/ha SAU dont 0,31 VL pour le Jura et 0,76 bovins/ha SAU dont 0,21 VL pour l'Ain. Le chargement des bovins sur les surfaces agricoles est présenté en détail ultérieurement.

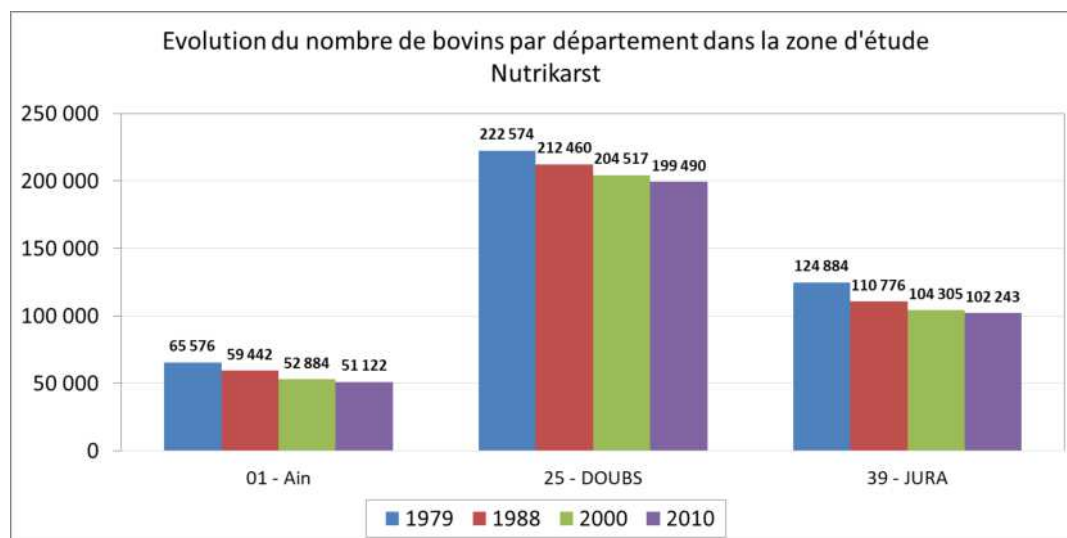


Figure 78 - Evolution des effectifs bovins par département dans zone d'étude NUTRI-Karst entre 1979 et 2010 (RGA)

La Figure 79 présente l'évolution du nombre de vaches laitières dans les trois départements. La diminution des effectifs de vaches laitières concerne également les trois départements : -26 % dans le Doubs, -30 % dans le Jura et -42 % dans l'Ain entre 1979 et 2010.

A noter que le nombre de vaches allaitantes est très faible dans la zone d'études NUTRI-Karst et dans chacun des trois départements, bien qu'en augmentation entre 1979 et 2010. En 2010 les vaches allaitantes ne représentent que 8 % de l'ensemble des vaches avec moins de 6000 têtes dans l'Ain, de 3000 têtes dans le Doubs et un peu plus de 4000 têtes dans le Jura.

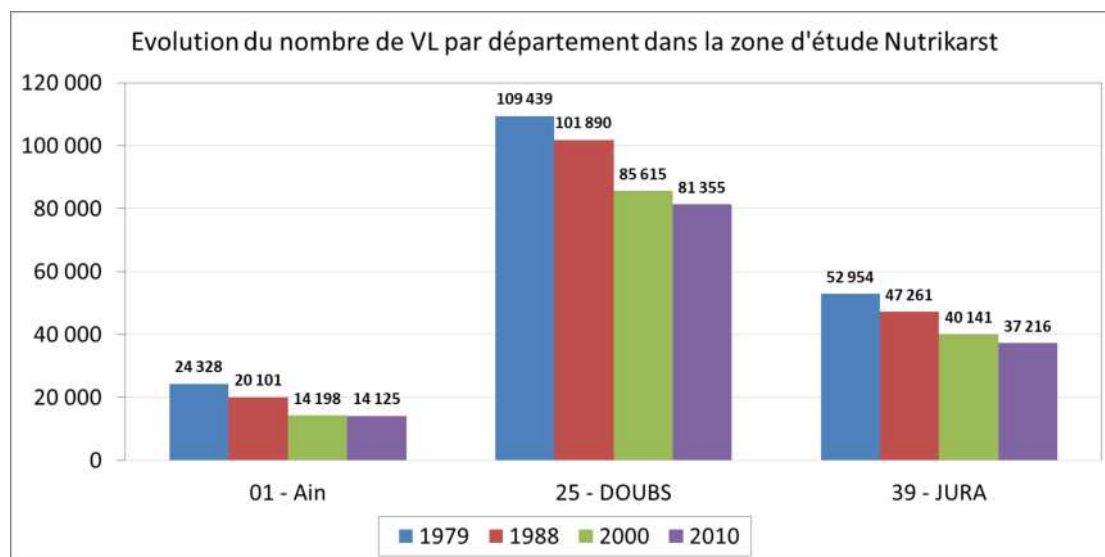


Figure 79 - Evolution du nombre de vaches laitières par département dans zone d'étude NUTRI-Karst entre 1979 et 2010 (RGA)

Doubs : les effectifs bovins totaux de 2010 sont proches de ceux de 1970 (184 804 têtes), avec une augmentation marquée des effectifs entre 1970 et 1979 (222 574 têtes) puis une diminution progressive de 1979 à 2010 (199 490 têtes). Entre 1979 et 2010 la diminution des effectifs bovins représente -23 084 animaux soit -10 %. On remarque également une augmentation relative des jeunes bovins, ce qui traduit une augmentation du taux d'élevage entre les années 1970

(génisses exclusivement élevées pour le renouvellement du troupeau laitier) et les années 2010 (élevage de jeunes bovins pour la vente et l'exportation en plus des génisses de renouvellement). L'augmentation des effectifs bovins entre 1970 et 1979, puis la diminution progressive des effectifs entre 1979 et 2010, concerne l'ensemble des régions agricoles de la zone d'étude NUTRI-Karst dans le Doubs, de la zone de plaine à la zone montagne. En 2010, les effectifs bovins sont proches de ceux de 1970 en zone de plaine et premier plateau, alors qu'ils sont plus élevés sur les plateaux moyens (+8 %) et dans les zones du plateau supérieur et montagne (+13 %). En ce qui concerne les vaches laitières on observe également une augmentation des effectifs entre 1970 (92 619 VL) et 1979 (109 439 VL), puis une diminution des effectifs entre 1979 et 2010 jusqu'à atteindre en 2010 (81 355 VL) un niveau inférieur à celui de 1970. Cette diminution est présente dans toutes les régions agricoles du Doubs. La perte des effectifs est cependant plus forte en zone basse et premier plateau (-21 %) que sur le plateau moyen (-12 %) ou le plateau supérieur (-6 %). En zone montagne le nombre de vaches laitières est beaucoup plus faible et stable. La proportion de vaches laitières passe de 50,1 % en 1970 à 40,8 % en 2010. Les effectifs de jeunes bovins (essentiellement des génisses) augmentent dans toutes les régions du département du Doubs. L'augmentation est marquée entre 1979 et 1970, puis plus progressive. La part des jeunes bovins sur les effectifs totaux des bovins du département du Doubs passe de 49,4 % en 1970 à 57,7 % en 2010.

Jura : les données relatives aux effectifs bovins par catégorie sont disponibles à partir du RGA de 1979. On peut constater en nombre une diminution, à peu près équivalente que dans le Doubs, des effectifs bovins entre 1979 (124 884) et 2010 (102 243) mais en proportion elle est presque deux fois plus élevée dans le Jura (-18 %). Cette diminution, plus marquée en zone basse, est également constatée dans les autres régions (plateaux et montagne). La part de l'élevage des jeunes bovins est plus élevée que le simple renouvellement du troupeau laitier, et ce dès les années 1979, alors que cette tendance à l'élevage est plus récente dans le Doubs. Le taux d'élevage augmente légèrement entre 1979 et 2010. En proportion, les vaches laitières sont moins représentées que dans le Doubs et passent de 42,4 % en 1979 à 36,4 % en 2010. Entre 1979 et 2010 on constate dans le Jura une diminution des effectifs bovins dans l'ensemble des régions agricoles du Jura. Cette diminution est cependant nettement plus marquée en zone basse et premier plateau (-20 %) que sur le plateau moyen (-13 %), le plateau supérieur (-10 %). La zone montagne connaît également une diminution significative des effectifs bovins (-35 %), mais avec des effectifs réduits. La diminution des effectifs de vaches laitières et de jeunes bovins (essentiellement des génisses) concerne toutes les régions du Jura mais elle est également plus marquée en zone basse. La part des jeunes bovins sur les effectifs totaux des bovins du département du Jura est relativement stable dans le temps (56,3 % en 1979 et 57,8 % en 2010).

Ain : les effectifs bovins totaux connaissent une légère augmentation entre 1970 (61 764 têtes) et 1979 (65 576 têtes) puis diminuent progressivement jusqu'en 2010 (51 122 têtes), soit une baisse de 22 % par rapport à 1979. Entre 1979 et 2000 le nombre de vaches laitières est divisé par deux, passant de 29 959 VL à 14 198 VL alors que le nombre de vaches allaitantes passe de 835 à 5976 vaches, traduisant un développement d'ateliers de bovins pour la viande. La dynamique d'évolution du nombre de bovins est la même en plaine qu'en zone plateau et montagne : légère augmentation entre 1970 et 1979 puis diminution régulière pour atteindre un niveau inférieur à celui de 1970. En ce qui concerne l'évolution du nombre de vaches laitières et de génisses par région agricole (plaine ou plateau et montagne), la tendance est identique à celle observée globalement : les effectifs n'ont cessé de décroître depuis les années 1970 pour les vaches et les années 1979 pour les jeunes bovins, malgré la présence de l'aire de l'AOP Comté qui couvre 183 communes dans l'Ain.

Les données du RGA concernant les effectifs bovins sur la zone d'étude NUTRI-Karst montrent une diminution progressive des effectifs bovins entre 1979 et 2010. Cette diminution est observable dans les trois départements de l'étude, elle concerne le nombre de vaches laitières et dans une moindre mesure le nombre de jeunes bovins (effectifs stables depuis 1988).

- **Dans le Doubs, les données du RGA disponibles dès 1970 montrent une nette augmentation des effectifs bovins entre 1970 et 1979 puis une diminution régulière jusqu'en 2010 sans pour autant revenir aux effectifs de 1970. Depuis 1979 on observe une diminution régulière du nombre de vaches laitières dans toutes les régions agricoles, alors que les effectifs des jeunes bovins sont en augmentation régulière depuis 1970.**
- **Dans le Jura, bien que les effectifs de 1970 n'aient pu être recueillis, il est probable qu'on ait également assisté à une augmentation des effectifs bovins entre 1970 et 1979. Entre 1979 et 2010 on observe dans le Jura une diminution des effectifs bovins. Cette diminution concerne toutes les catégories de bovins (vaches laitières et génisses) et toutes les zones agricoles.**
- **La partie de l'Ain appartenant à la zone d'étude NUTRI-Karst est caractérisée par une diminution importante des effectifs bovins entre 1970 et 2010, comme c'est également le cas pour les surfaces agricoles. Ceci traduit une diminution de la part de l'agriculture dans l'occupation du territoire.**

En 2010 le Doubs concentre à lui seul 56,5 % des effectifs bovins de la zone d'étude NUTRI-Karst, le Jura 29 % et l'Ain seulement 14,5 %.

7.3.4. Evolution détaillée depuis 20 ans du cheptel bovin sur l'ensemble de la zone d'étude NUTRI-Karst (SPIE 2000 à 2020)

Les effectifs bovins présentés ci-après sont issus de la Base de Données Nationale d'Identification animale (BDNI) recueillies auprès du SPIE (Système Professionnel Information Elevage). Ces données ont l'avantage d'être disponibles à l'échelle communale et annuellement depuis 2000 (21 années disponibles). Elles couvrent les mêmes cantons que ceux utilisés pour l'étude des données agricoles du RGA. Au total elles recouvrent 133 communes dans l'Ain, 389 communes dans le Doubs et 199 communes dans le Jura (communes de 2020). Elles sont également plus précises car elles permettent d'avoir le détail de 8 catégories de bovins : les vaches laitières, les vaches allaitantes, les génisses de moins d'un an, les génisses de 1 à 2 ans, les génisses de plus de 2 ans, les mâles de moins d'un an, de 1 à 2 ans et de plus de deux ans. Cette base de données permet donc d'étudier plus précisément la dynamique de la population des bovins sur le massif du Jura. Les effectifs sont rattachés à la commune où se situe le siège d'exploitation et correspondent aux effectifs bovins au 1^{er} janvier de l'année.

En ce qui concerne la répartition des bovins par catégorie, en moyenne sur les 21 années disponibles, les deux catégories dominantes sont les vaches laitières (39 % des effectifs totaux) et les génisses (49 %). Les vaches allaitantes et les jeunes bovins mâles sont très peu représentés avec respectivement 3 % et 9 % des effectifs totaux. Ceci confirme la forte domination du cheptel laitier avec près de 90 % des effectifs bovins dédié à la production de lait ou au renouvellement du troupeau.

Par ailleurs, les génisses se répartissent de manière relativement uniforme entre les classes d'âge (37 % ont moins d'un an, 33 % entre 1 et 2 ans et 30 % plus de 2 ans) alors que les jeunes bovins mâles se répartissent surtout dans la catégorie des plus jeunes (69 % ont moins d'un an, 24 % entre 1 et 2 ans et 19 % plus de 2 ans). La majorité des génisses sont élevées pour le renouvellement du troupeau laitier (environ 1/3 des effectifs par tranche d'âge) alors que les jeunes bovins quittent en majorité l'exploitation avant d'atteindre leur première année.

La dynamique d'évolution des effectifs bovins sur la zone d'étude NUTRI-Karst est liée à celle du cheptel bovin lait. Les vaches laitières et les génisses représentent 88 % des effectifs en 2000 et 90 % des effectifs en 2020. Au cours des 20 dernières années (Tableau 8), on constate à l'échelle de l'ensemble de la zone d'étude une stabilité des effectifs bovins totaux mais avec une variation dans la répartition des catégories d'animaux en profit de l'élevage laitier.

Source SPIE		Total bovins	Vaches laitières	Génisses	Vaches allaitantes	Jeunes mâles
Année 2000		356 991	137 315	177 641	10 868	31 167
Année 2010		347 845	133 521	168 946	11 471	33 907
Année 2020		354 322	145 812	174 566	10 291	23 653
Evolution 2020/2000	en effectifs	-2669	+8497	-3075	-577	-7514
	en %	-0,7%	+6,2%	-1,7%	-5,3%	-24,1%

Tableau 8 – Evolution des effectifs bovins sur la zone d'étude NUTRI-Karst entre 2000 et 2020

Bien qu'il existe une relative stabilité des effectifs bovins au cours des 20 dernières années sur l'ensemble de la zone d'étude NUTRI-Karst, on peut identifier une différence de dynamique d'évolution entre le Doubs et le Jura d'une part et l'Ain d'autre part (voir Figure 80). Les effectifs totaux de bovins dans le Doubs et le Jura sont restés relativement stables, avec une progression de moins de 2 % (soit moins de 0,1 % par an), avec une spécialisation renforcée dans la production de lait. Dans l'Ain on constate à l'inverse une forte diminution des effectifs bovins qui affecte l'ensemble des catégories animales.

		Total bovins		
Année		DOUBS	JURA	AIN
2000		205001	104475	47515
2010		201658	102438	43749
2020		208429	106476	39417
Evolution 2020/2000	en effectifs	+ 3428	+ 2001	- 8098
	en %	+ 1,7%	+ 1,9%	- 17,0%

La relative stabilité des effectifs bovins sur 20 ans masque cependant des fluctuations interannuelles dans les effectifs bovins, comme on peut le constater sur la Figure 81

- On observe une première diminution des effectifs jusqu'en 2007, suivie d'un rebond jusqu'en 2009, puis d'une nouvelle diminution des effectifs jusqu'en 2012.
- De 2012 à 2017 on constate une période de dynamisme dans la filière lait avec une augmentation des effectifs de génisses et de vaches laitières.
- Entre 2018 et 2020 on peut observer une diminution assez nette des effectifs de génisses, alors que les vaches laitières se sont pratiquement maintenues jusqu'en 2020 à leur niveau le plus haut correspondant à l'année 2017. La diminution du nombre de génisses, qui s'observe pour l'année 2019, correspond aux effectifs au 1^{er} janvier 2019 et est consécutive à la sécheresse de 2018. Le taux d'élevage dans les exploitations d'élevage est également

lié aux opportunités de débouchés pour la commercialisation qui peuvent également expliquer les fluctuations interannuelles.

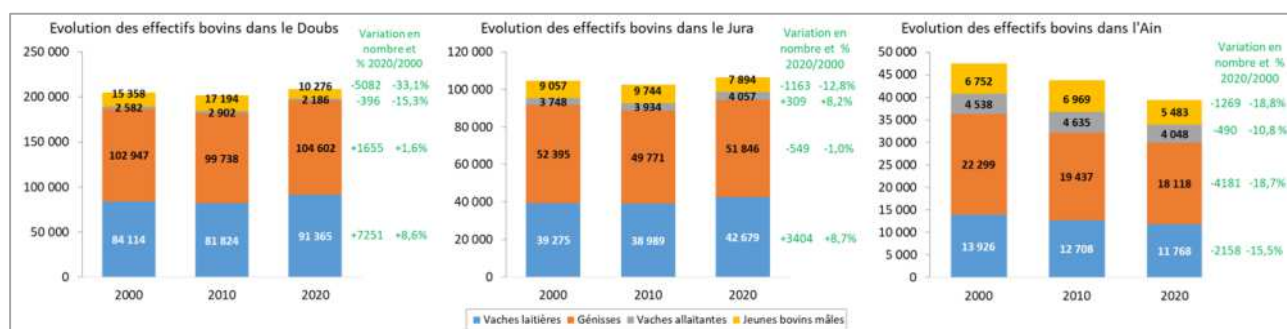


Figure 80 - Evolution entre 2000 et 2020 des catégories de bovins par département dans la zone d'étude NUTRI-Karst (source SPIE)

Ces fluctuations peuvent s'expliquer par des effets conjoncturels ou par les politiques agricoles : évolution du prix du lait AOP, fin des quotas en 2015, règles de régulation de l'offre du CIGC (Comité Interprofessionnel de Gestion du Comté), effets des années sèches et chaudes (2018, 2019 et 2020) limitant l'offre fourragère et incitant les éleveurs à diminuer les taux d'élevage voire le nombre de vaches laitières,...

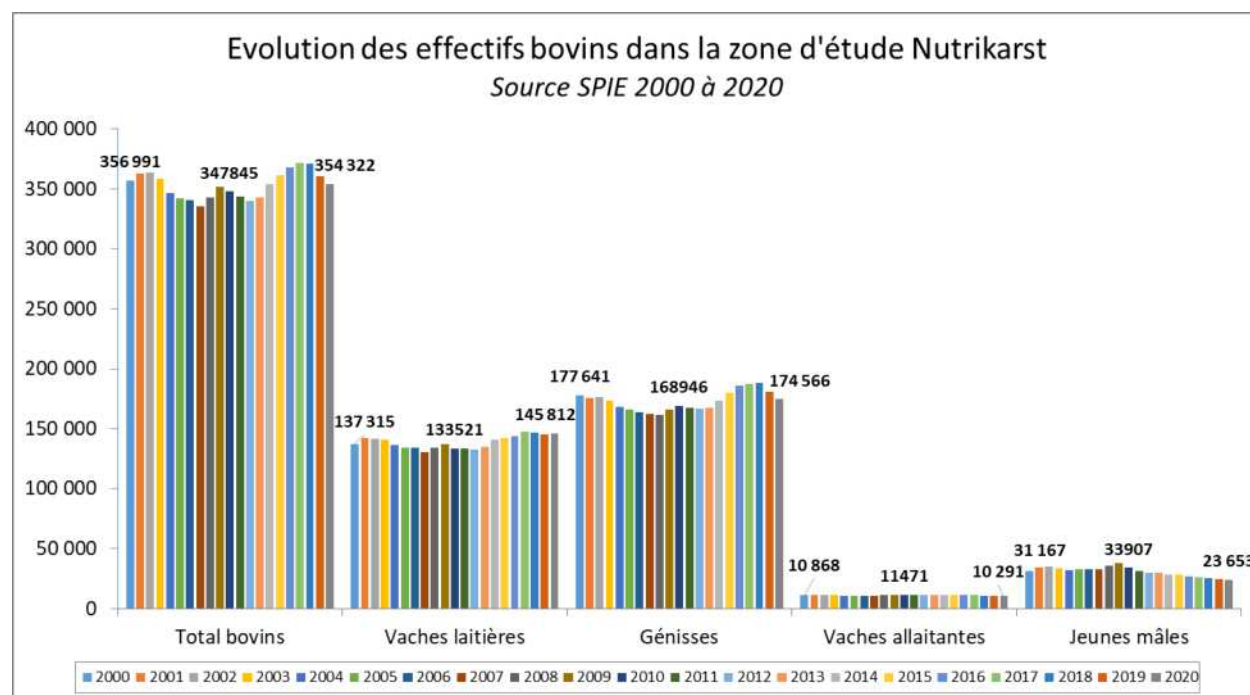


Figure 81 - Evolution des principales catégories de bovins sur la zone d'étude NUTRI-Karst de 2000 à 2020 (Source SPIE)

En ce qui concerne l'évolution de la répartition des effectifs bovins par zones géographiques par département entre 2000 et 2020, les données détaillées et analyses figurent dans le rapport complet de la Chambre d'Agriculture. Elles sont résumées ci-dessous à l'échelle des zones géographiques des trois départements concernés.

Les données du SPIE permettent de bénéficier d'une vision exhaustive et détaillée de l'évolution du cheptel bovin sur le massif du Jura depuis 20 ans. Au global sur la zone d'étude NUTRI-Karst on constate une stabilité des effectifs totaux bovins entre 2000 et 2020 avec cependant des fluctuations interannuelles. La diminution des effectifs de vaches allaitantes et de jeunes bovins mâles s'est accompagnée d'une augmentation du nombre de vaches laitières traduisant un renforcement de la vocation laitière du territoire liée notamment à l'évolution des prix de vente du lait AOP et à un dynamisme dans l'installation de jeunes agriculteurs auxquels des droits à produire supplémentaires ont été attribués jusqu'à la fin des quotas laitiers (2015). En ce qui concerne les génisses, leur effectif en 2020 est légèrement inférieur à ce qu'il était en 2000 en raison d'une diminution significative au cours des années qui ont suivi la canicule de 2018. Les effectifs de génisses, au contraire des vaches laitières, constituent actuellement la variable d'ajustement privilégiée face à la disponibilité du fourrage dans les exploitations agricoles. Malgré l'arrêt des quotas laitiers et des prix du lait à Comté orienté à la hausse depuis plus de 10 ans, on constate une relative stabilité de la pression bovine sur le massif du Jura.

Cette évolution globale présente quelques différences selon les secteurs géographiques, en particulier entre le Doubs et le Jura d'une part et l'Ain d'autre part :

- **Dans le Doubs : augmentation de près de 9 % des vaches laitières en 20 ans, avec une baisse des effectifs au cours de la première moitié de la période suivi d'une hausse importante depuis une dizaine d'année, en particulier dans la zone du plateau supérieur. Les effectifs des génisses sont en 2020 relativement proches de ceux de 2000 (+ 1,6%) avec des fluctuations au cours du temps et, une baisse importante depuis 2018 en lien avec le déficit fourrager lié aux conditions météorologiques.**
- **Dans le Jura : augmentation également de près de 9 % des vaches laitières, en particulier dans les zones plateau moyen et plateau supérieur. Les effectifs de génisses sont en 2020 également proches de ceux de 2000 (- 1 %) avec une diminution nette depuis 2018.**
- **Dans l'Ain : diminution nette et progressive des effectifs de vaches laitières (-15,5 %) et de génisses (-18,7 %) entre 2000 et 2020 sur les deux secteurs géographiques (plaine et plateau et montagne).**

7.4. L'EVOLUTION DE LA PRESSION AGRICOLE SUR LES SURFACES AGRICOLES DEPUIS 50 ANS

Ce chapitre présente l'évolution d'indicateurs agricoles (effectifs bovins, UGB – Unité de Gros Bétail, quantités d'azote et de phosphore bovines, porcines, avicoles, issues des engrais et des boues de station d'épuration) exprimés sous forme de quantités ramenées sur une surface (généralement la SAU). Ces ratios permettent de comparer l'impact des activités agricoles par zones géographiques au sein de la zone d'étude NUTRI-Karst (département, zones géographiques et cantons) mais aussi de mesurer la part relative des différentes sources d'azote et de phosphore sur le territoire. Par commodité de langage le terme « pression », plutôt que densité ou quantité d'azote et de phosphore par ha, est le plus souvent utilisé ci-après. L'évolution des pressions a été réalisée sur la période 1970-2010 sur la base des données issues du RGA

et sur la période 2010-2019 sur la base des données des déclarations PAC (RPG disponible de 2010 à 2019) et du SPIE (2000-2020).

7.4.1. Evolution du rapport entre les effectifs bovins totaux et la SAU (1970-2010 et 2010-2019)

a) Effectifs bovins totaux/SAU entre 1970 et 2010 (Source RGA)

Le rapport entre les effectifs bovins totaux et la SAU traduit une pression bovine sur les surfaces agricoles (Figure 82). Qu'elles soient fourragères (prairie, maïs, ...) ou en culture (céréales, colza,...), elles sont susceptibles de recevoir des nutriments provenant des déjections au pâturage ou des épandages agricoles (fumier, lisier, purin).

Année du RGA	Rapport entre les effectifs bovins totaux et la SAU		
	25 - DOUBS	39 - JURA	01 - Ain
1970	1,00	ND	0,68
1979	1,18	0,99	0,75
1988	1,15	0,90	0,74
2000	1,12	0,88	0,78
2010	1,10	0,85	0,76

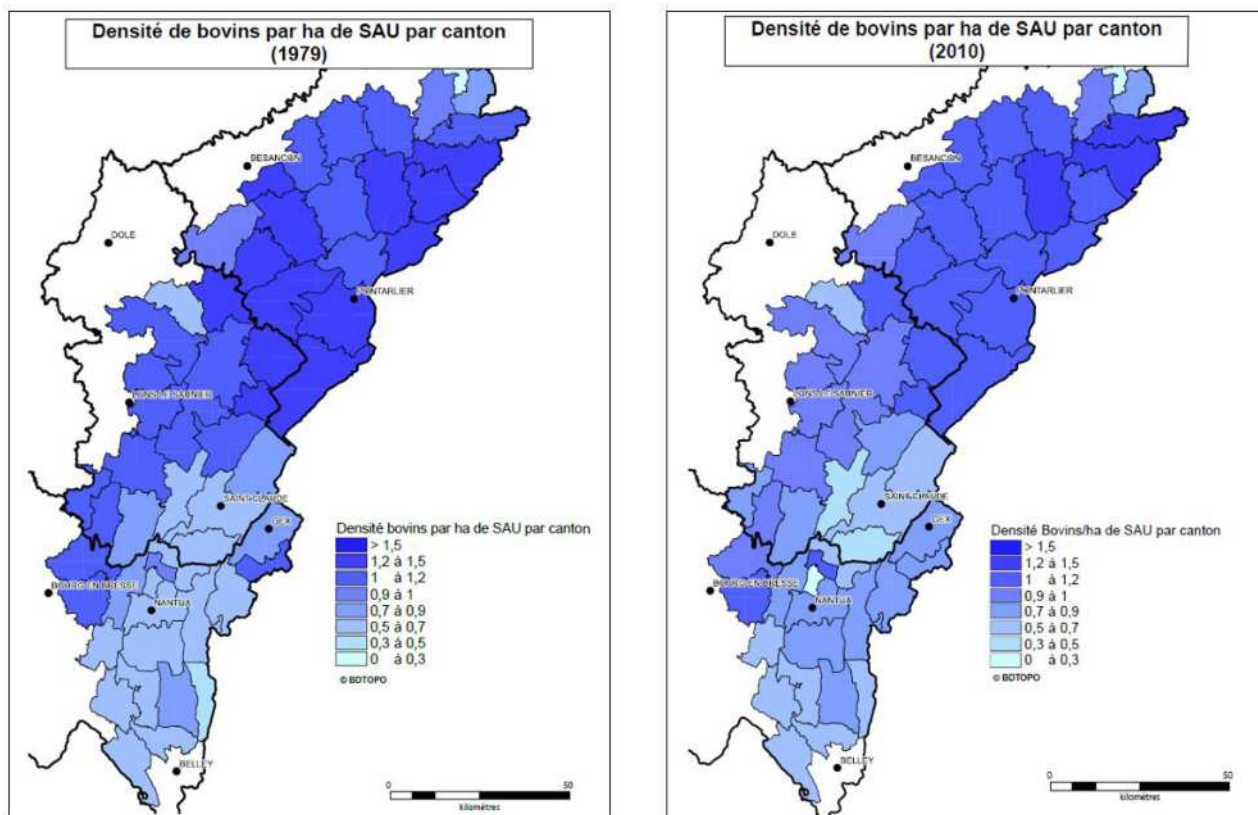


Figure 82 - Evolution de la densité de bovins (nombre de têtes)/ha de SAU par département (tableau) et par canton (cartes) entre 1970 et 2010 selon les données du RGA

A l'échelle départementale, pour les cantons appartenant à la zone d'étude NUTRI-Karst, ce ratio a augmenté à la fin des années 70, puis a diminué entre 1979 et 2010 dans le Doubs et le Jura, suivant en cela l'évolution générale du cheptel bovin, les surfaces agricoles restant plus stables. Ce ratio est plus important dans le Doubs passant de 1,18 à 1,10 entre 1979 et 2010 que dans le Jura où il passe de 0,99 à 0,85 entre 1979 et 2010. Dans l'Ain où on observe à la fois une diminution du cheptel bovin et des surfaces agricoles, ce ratio évolue peu entre 1979 (0,75) et 2010 (0,76).

Les deux cartes ci-après (Figure 82) représentent la densité de bovins (nombre total de têtes, toutes catégories confondues) par ha de SAU à l'échelle cantonale en 1979 et 2010, calculés à partir des données du RGA. On constate un gradient du Sud vers le Nord dans la densité des bovins sur le massif du Jura dès 1979, avec dans le Doubs un gradient de la zone de plaine vers la zone de montagne, en particulier dans le secteur du plateau de Maîche et de Damprichard, ainsi que sur la vallée de la Loue et du Haut Doubs. Dans le Jura la densité bovine est à l'inverse plus élevée en bordure Nord-Ouest de la zone d'étude NUTRI-Karst, correspondant à la zone de plaine et au premier plateau. La densité de bovins est moins élevée dans le reste du département, ainsi que dans l'Ain : les seconds plateaux et la zone de montagne sont moins favorables à la production laitière en raison des contraintes géographiques (vallées encaissées, boisements importants, sols très superficiels,...) et l'agriculture est moins présente dans l'Ain. **Par rapport à 1979, on constate en 2010 dans le Doubs une légère diminution de la densité bovine à l'exception de la partie la plus au Nord-Est (cantons de Pierrefontaine-les-Varans, Maîche et Saint Hippolyte) où la densité de bovins reste comparable à celle qu'elle était en 1979. Dans le Jura et l'Ain, la tendance est à la diminution de la pression de bovins entre 1979 et 2010.**

b) Effectifs bovins totaux/SAU entre 2010 et 2019 (Source SPIE et RPG)

Les données du SPIE (Système Professionnel Information Elevage) croisées avec celle des surfaces déclarées à la PAC (RPG, Registre Parcellaire Géographique) permettent de suivre l'évolution du ratio des effectifs bovins sur les surfaces agricoles de 2010 à 2019. La pression bovine est plus importante dans le Doubs que dans le Jura et nettement plus faible dans l'Ain où elle se situe à un peu plus de 50 % de la pression du Doubs. Dans le Doubs et le Jura, la tendance est la même que pour l'évolution du cheptel bovin : diminution entre 2010 et 2012, augmentation entre 2012 et 2018, puis diminution à partir de 2019. Les effectifs bovins de 2019 correspondent aux effectifs du 1^{er} janvier 2019. Ils prennent en compte la diminution des effectifs de génisses observées sur le Massif du Jura après la canicule de 2018. Dans l'Ain le ratio est relativement stable entre 2010 et 2017 puis diminue à partir de 2018.

Les deux cartes ci-après (Figure 83) représentent la densité de bovins (nombre total de têtes, toutes catégories confondues) par ha de SAU à l'échelle cantonale en 2010 et 2019, calculés à partir des données du SPIE et des déclarations PAC. On peut constater en 2010 une répartition spatiale de la densité de bovins sur le massif du Jura proche de celle présentée avec les données du RGA, avec toutefois dans l'Ain une densité de bovins plus significative en bordure Ouest et Est du département, correspondant aux zones de plaine.

Au cours des dix dernières années on constate une augmentation de la densité de bovins sur les plateaux et en bordure frontalière avec la Suisse dans le département du Doubs et au nord du Jura (de Saint Hippolyte aux cantons de Clairvaux-les-Lacs et les Planches-en-Montagne). A l'inverse, la densité de bovins diminue dans le reste du département du Jura et dans l'Ain.

TOTAL BOVINS (source SPIE) / SAU (Source PAC)	25 - DOUBS	39 - JURA	01 - AIN
2010	1,13	0,91	0,66
2011	1,12	0,90	0,65
2012	1,11	0,88	0,64
2013	1,12	0,90	0,64
2014	1,16	0,92	0,64
2015	1,16	0,92	0,65
2016	1,19	0,93	0,64
2017	1,21	0,94	0,64
2018	1,21	0,94	0,62
2019	1,16	0,92	0,59

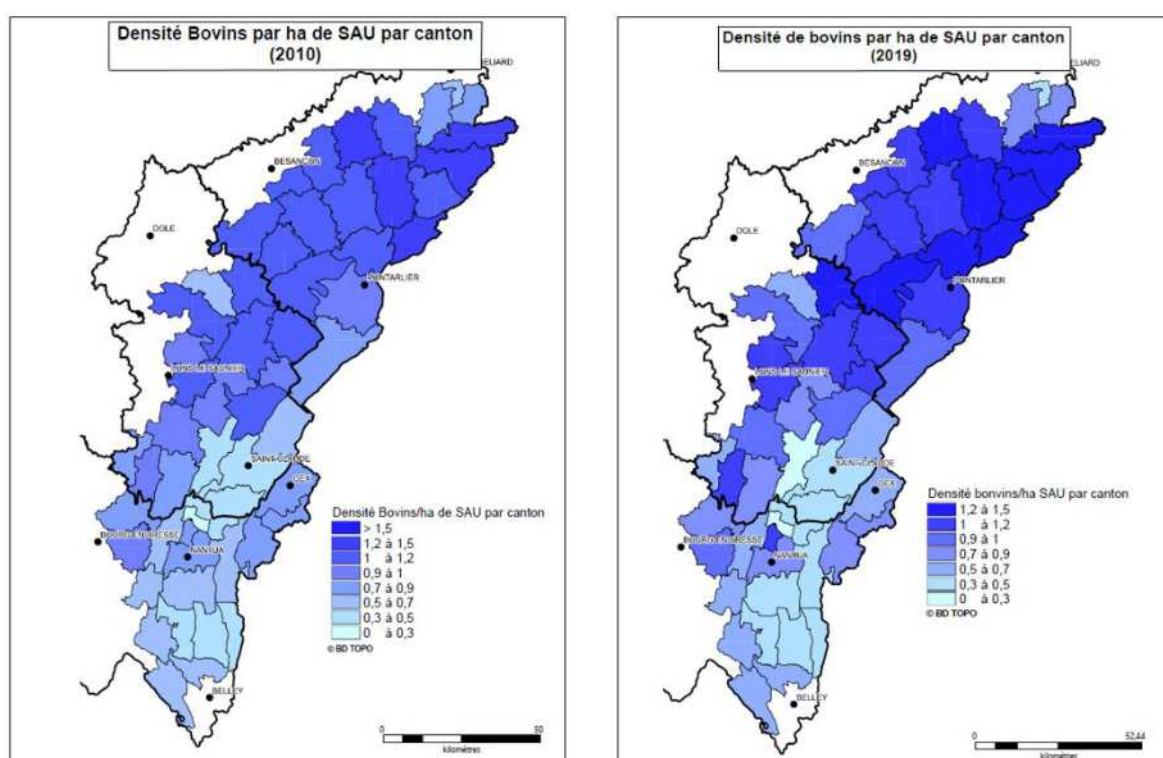


Figure 83 - Evolution de la densité de bovins (nombre de têtes)/ha de SAU et par département (tableau) et par canton (cartes) entre 2010 et 2019 selon les effectifs du SPIE et les surfaces du RPG

7.4.2. Evolution du rapport entre les UGB zootechniques bovins et la SAU entre 2010 et 2019 (source SPIE et RPG)

Pour approfondir l'analyse des pressions agricoles d'origine bovine et afin de tenir compte de l'impact différencié selon la catégorie d'animaux (moins de pression pour les vaches allaitantes que pour les vaches laitières, augmentation de l'impact des animaux avec leur âge,...) chaque catégorie d'animaux a été transformée en UGBz (Unités Gros Bétail « zootechniques »). Ce travail a été réalisé en tenant compte des références zootechniques de l'INRAe (et non pas sur la base de références administratives), en partenariat avec IDELE - l'Institut de l'Elevage (Giovanni et al 2008 et communication personnelle 2020). Le détail des normes utilisées figure en annexe 2. Le nombre d'UGB zootechnique correspondant à une vache laitière dépend de sa

productivité laitière, qui elle-même augmente au fil des ans. Ainsi, en 2000, 1 vache laitière = 1,029 UGBz et en 2020, 1 vache laitière = 1,064 UGBz. Les données sources sont issues du SPIE (effectifs par catégorie transformés en UGBz) et du RPG (surfaces déclarées à la PAC entre 2010 et 2019). Il n'a pas été possible de calculer les UGB zootechniques avec les données disponibles du RGA (non exhaustivité des catégories animales).

Le tableau ci-dessous représente à l'échelle départementale l'évolution du ratio UGBz/SAU. Comme pour le ratio des effectifs bovins totaux sur la SAU, cet indicateur montre que la pression des bovins est plus importante dans le Doubs que dans le Jura. Le département de l'Ain présente la pression la plus faible, située à environ 50 % de la pression présente dans le Doubs.

UGBz / SAU	25 - DOUBS	39 - JURA	01 - AIN
2010	0,84	0,68	0,48
2011	0,84	0,67	0,47
2012	0,82	0,66	0,46
2013	0,83	0,67	0,46
2014	0,87	0,69	0,47
2015	0,87	0,69	0,47
2016	0,88	0,70	0,47
2017	0,90	0,71	0,47
2018	0,91	0,71	0,46
2019	0,89	0,70	0,44

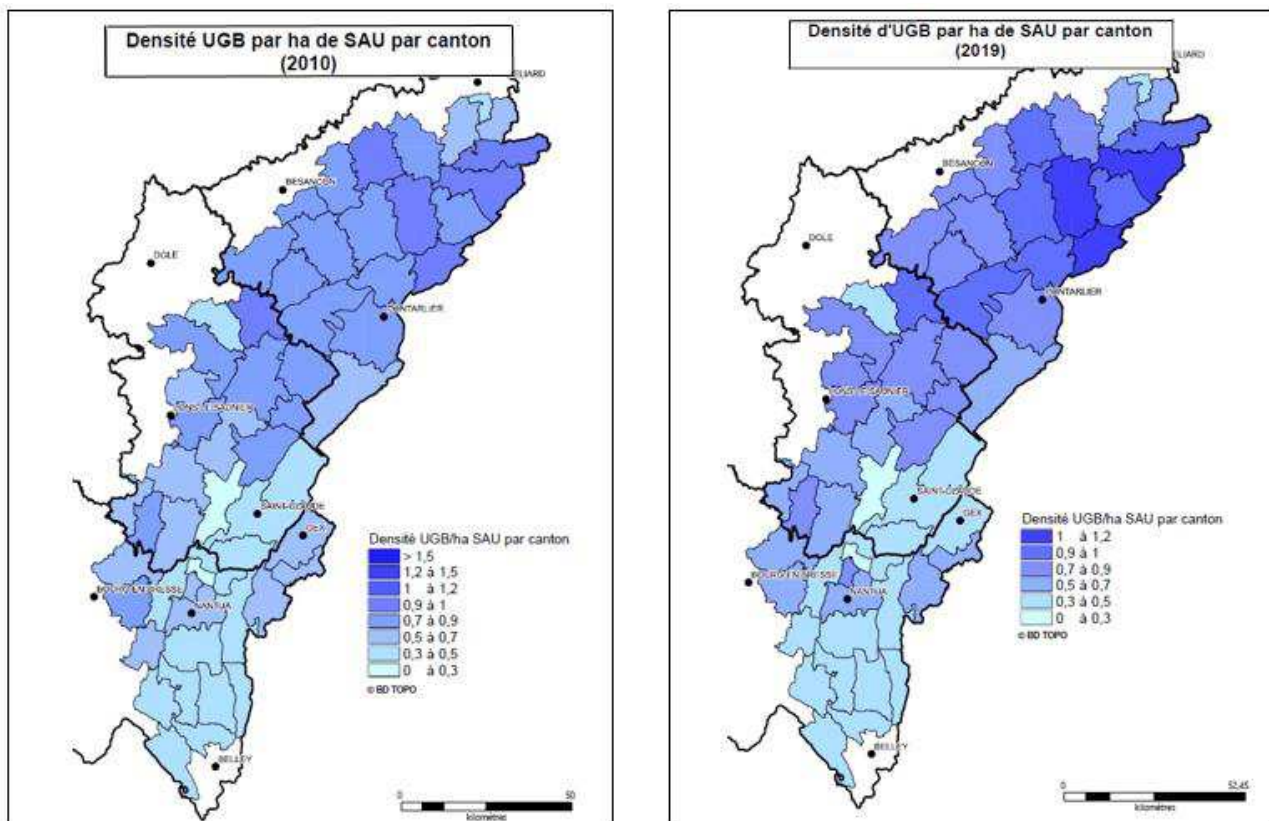


Figure 84 - Evolution des UGB zootechniques/ha de SAU et par canton entre 2010 et 2019 selon les données du SPIE et les surfaces du RPG

Les deux cartes suivantes (Figure 84) représentent la pression en UGBz/ha de SAU en 2010 et en 2019 par canton dans la zone d'étude NUTRI-Karst. **Au cours des 10 dernières années, on peut constater une légère augmentation de ce critère dans le Nord du Jura (Salins-les-Bains, Voiteur, Nozeroy, les Planches-en-Montagne et Champagnole) et dans la plupart des cantons du Doubs, et en particulier dans la partie située la plus au Nord-Est du Massif du Jura (cantons de Morteau, Pierrefontaine-les-Varans et Maïche), ainsi que le canton de Beaume-les-Dames et Vercel-Villedieu-le-Camp.** Le détail des données disponibles de 2010 à 2019 pour l'ensemble des cantons de l'étude NUTRI-Karst figure en annexe 4.

Les pressions liées au cheptel bovin étudiées avec les indicateurs « effectifs bovins totaux/SAU » et « UGB zootechniques/SAU » montre une segmentation spatiale des pressions sur le territoire :

- ***Une pression bovine plus importante dans le Doubs, en particulier dans les régions du plateau moyen et du plateau supérieur,***
- ***Une pression bovine modérée dans le Jura, à l'exception de quelques cantons (Salins-les-Bains, Voiteur, Nozeroy) où la pression bovine est proche de celle observée dans le Doubs,***
- ***Une pression bovine nettement plus faible dans l'Ain.***

7.4.3. Evolution des pressions en azote et en phosphore d'origine bovine sur la zone d'étude NUTRI-Karst

Chaque catégorie animale bovine peut être reliée à une certaine quantité d'azote et de phosphore produits annuellement. Les quantités d'azote et de phosphore issues du cheptel bovin ont été calculées selon des critères zootechniques issus des travaux de l'INRAe (Giovanni et Dulphy 2008 et communication personnelle 2020). Les productions annuelles d'azote et de phosphore pour les vaches laitières sont ajustées selon le type d'alimentation (100 % herbe, 70% herbe et 30% maïs ou intermédiaire) résultant de la localisation géographique de la commune, ainsi que de la productivité laitière qui a été estimée à dire d'expert (5500 litres/VL en 1970 + 50 litres de lait par an, communication personnelle Pierre-Emmanuel Belot, IDELE, 2020). Le détail des références utilisées pour l'attribution des rejets en azote et en phosphore figure en annexe 3. A noter qu'il s'agit de l'ensemble des rejets annuels des bovins, comprenant les déjections au pâturage et les effluents stockés dans les bâtiments d'élevage au cours de l'hiver.

Ces indicateurs permettent de quantifier les flux d'azote et de phosphore d'origine bovine qui entrent dans le territoire de la zone d'étude NUTRI-KARST. Ils pourront être utilisés pour de la modélisation des flux et mieux comprendre la part relative de l'activité agricole par rapport aux autres activités anthropiques et aux mécanismes naturels (minéralisation de la matière organique des sols par exemple). Les estimations qui suivent peuvent être considérées comme maximisant les quantités d'azote épandues sur les surfaces agricoles. En effet, elles correspondent aux quantités d'azote issues des animaux présents sur la zone d'étude NUTRI-Karst y compris l'azote qui sera perdue dans l'atmosphère sous forme d'ammoniac (NH_3), de protoxyde d'azote (N_2O) ou de diazote (N_2) et qui ne rejoindra pas les sols agricoles. Ces pertes se produisent au pâturage,

au niveau des bâtiments, lors du stockage et de l'épandage. Ces pertes atmosphériques posent des problèmes en matière de santé humaine, d'environnement ou de gaz à effet de serre. Elles représentent dans les élevages bovins laitiers 19 à 28 % de l'azote excrété pour le NH₃ et 1,5 à 10 % pour le N₂O (Gac, Beline et al. 2006 cité par J.-L. Peyraud et al 2012) ce qui signifie qu'environ 30 % de l'azote excrété n'est pas épandu sur les parcelles agricoles.

a) Azote et phosphore d'origine bovine sur la période 1970 à 2010 (Source RGA)

En raison du manque de détail dans les catégories de bovins ou de disponibilité des données du RGA, les rejets en azote et en phosphore n'ont été calculés que pour les années 1970, 1979, 1988 et 2000 pour le Doubs et pour les années 1979, 1988 et 2000 pour le Jura. Les données sont issues du Recensement Général Agricole collectées à l'échelle cantonale, pour les cantons situés dans la zone d'étude NUTRI-Karst.

Le Tableau 9 représente les quantités d'azote et de phosphore issues du cheptel bovin sur la zone d'étude NUTRI-Karst pour le Doubs et le Jura, ainsi que la pression en azote et en phosphore par ha de SAU. Les pressions en azote et en phosphore sont notablement plus élevées dans le Doubs que dans le Jura et concernent un peu plus de la moitié des cantons. Elles diminuent entre 1979 et 2000.

L'ensemble des données disponibles, pour le Doubs et le Jura, par année et par canton est présenté en Annexe 1.5. Les Figure 85 et Figure 86 présentent les évolutions des pressions en azote et en phosphore par canton pour le Doubs et le Jura entre 1979 et 2000, selon les données du RGA. Les données ne sont pas disponibles pour le Jura en 1970. Elles n'ont pas pu être calculées pour l'Ain faute de données détaillées disponibles sur les catégories d'animaux par tranche d'âge. La Figure 85 permet de constater une pression en azote plus importante sur les plateaux moyens et supérieurs du Doubs (à l'exception du canton d'Herimoncourt) et qui se situe entre 85 et 100 kg/ha de SAU en 1979, avec une tendance à la baisse (80 à 91,5 kg N/ha SAU en 2000). Dans le Jura seuls les cantons de Salin-les-Bains et Nozeroy ont des pressions comparables. Les cantons d'Arbois, de Moirans-en-Montagne et les trois cantons situés dans la zone montagne se distinguent à l'inverse par des pressions en azote nettement plus faibles, de l'ordre de 30 à 50 kg N/ha de SAU en 2000, des niveaux que l'on ne rencontre pas dans le Doubs. La Figure 86 présente pour le phosphore les mêmes tendances et répartitions que pour l'azote.

	Azote (kg)	Phosphore (kg)	Surface (ha)	kg N/ha SAU	kg P ₂ O ₅ /ha SAU
DOUBS					
1970	12 801 966	4 983 732	183 298	69,8	27,2
1979	15 483 535	6 001 091	186 337	83,1	32,2
1988	14 867 357	5 754 274	181 930	81,7	31,6
2000	13 684 556	5 286 911	178 927	76,5	29,5
2000/1979	-11,6%	-11,9%	-4,0%	-8,0%	-8,3%
JURA					
1979	8 281 037	3 198 984	119 851	69,1	26,7
1988	7 556 428	2 928 706	115 262	65,6	25,4
2000	6 908 914	2 669 507	110 237	62,7	24,2
2000/1979	-16,6%	-16,6%	-8,0%	-9,3%	-9,3%

Tableau 9 – Quantités d'azote et de phosphore issues du cheptel bovin sur le Doubs et le Jura

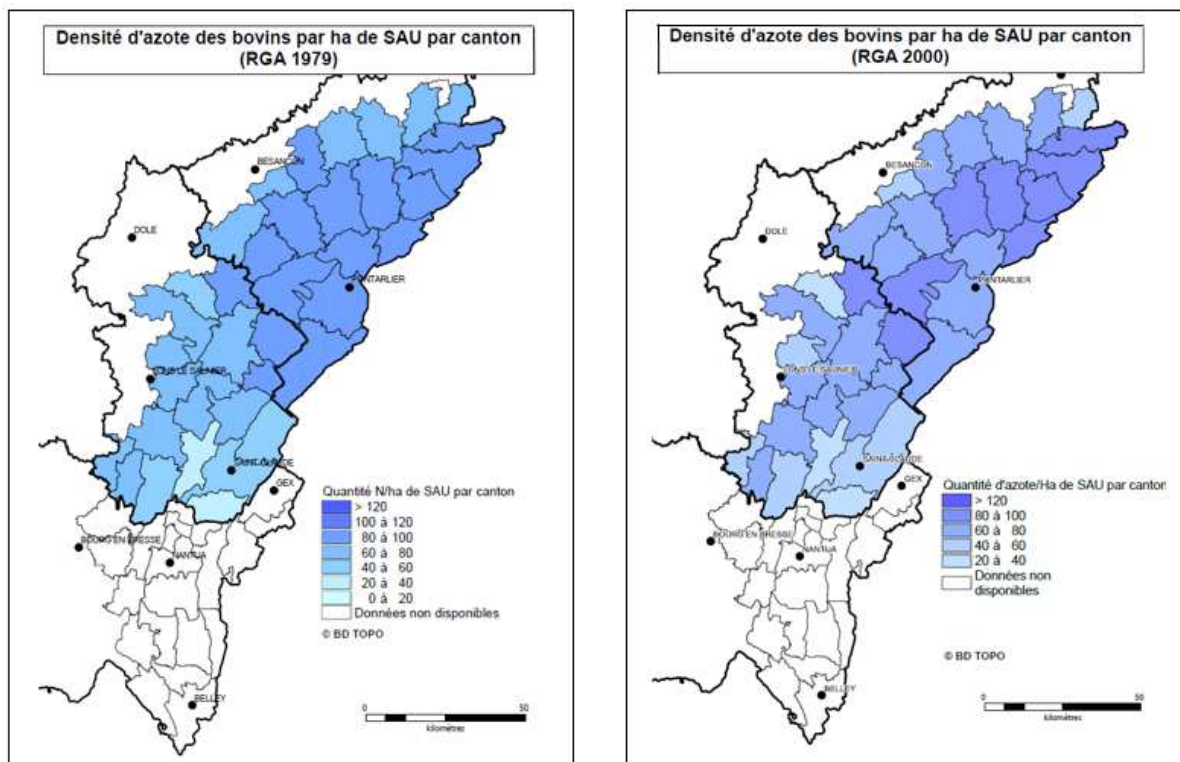


Figure 85 - Evolution du rapport entre les quantités d'azote (kg N/ha) provenant du cheptel bovin et la SAU par canton dans le Doubs et le Jura, entre 1979 et 2000, selon les données du RGA

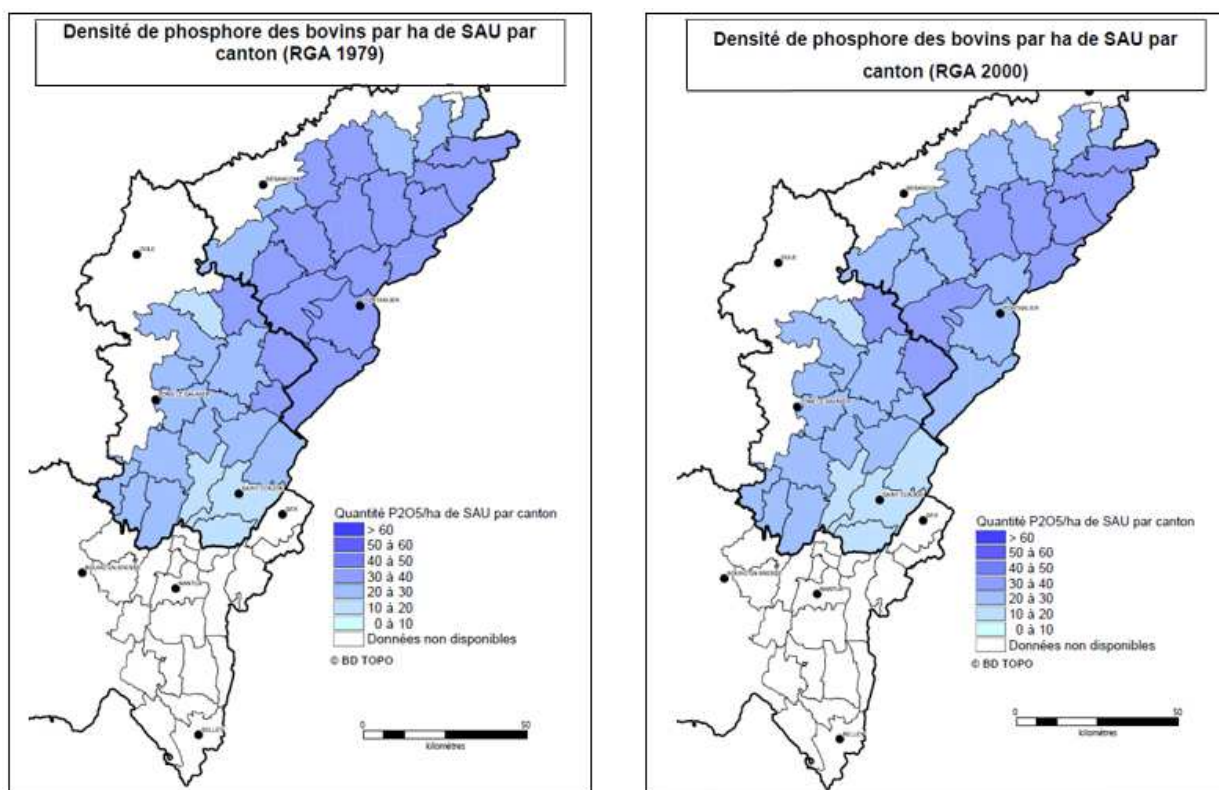


Figure 86 - Evolution du rapport entre les quantités de phosphore (kg P₂O₅/ha) provenant du cheptel bovin et la SAU par canton dans le Doubs et le Jura, entre 1979 et 2000, selon les données du RGA

b) Azote et phosphore d'origine bovine sur la période 2010 à 2019 (Source SPIE)

- **Pression en azote et en phosphore des bovins à l'échelle départementale et comparaison avec le RGA**

Les productions d'azote et de phosphore d'origine bovine présentées ci-après sous forme de cartes et en détail en annexe 6 sont issues du traitement des surfaces agricoles déclarées à la PAC (disponibles de 2010 à 2019 à l'échelle cantonale) et des effectifs bovins provenant du Système Professionnel Information Elevage (disponibles de 2000 à 2020).

Les Figure 87 et Figure 88 permettent de voir l'évolution des pressions en azote et en phosphore dans le Doubs et le Jura entre les années 1970 et 2019. La fin des années 70 est la période où la pression en azote et en phosphore a été la plus élevée. Entre le début des années 80 et le début des années 2010 les quantités d'azote et de phosphore d'origine bovine rapportée à la SAU ont diminué de façon régulière. A partir de 2013 on peut observer dans le Doubs et le Jura une augmentation régulière de la pression en azote et en phosphore d'origine bovine sans pour autant atteindre celle de 1979. En 2019 (correspondant aux effectifs bovins au 1^{er} janvier 2019) la pression en azote et en phosphore diminue sous l'effet de la diminution des effectifs bovins après la canicule de 2018. La diminution des effectifs concerne essentiellement les génisses.

La Figure 89 présente la pression en azote et en phosphore d'origine bovine par ha de SAU dans l'Ain. Avec une agriculture moins spécialisée dans l'élevage laitier et une diminution régulière du cheptel bovin depuis les années 1970 dans l'Ain, on peut constater que cette pression est près de la moitié inférieure à celle observée dans le Doubs ou le Jura.

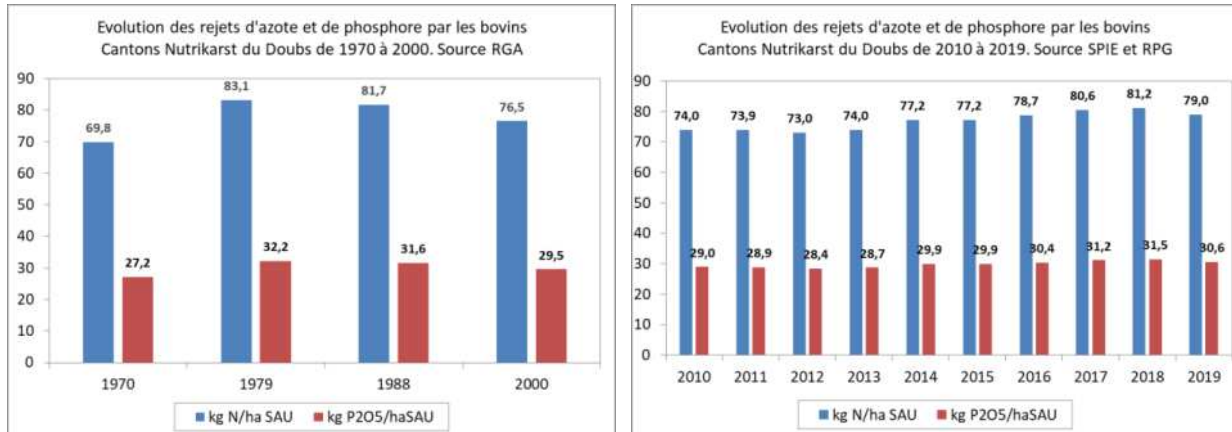


Figure 87 - Evolution des pressions en azote (kg N/ha SAU) et en phosphore (kg P2O5/ha SAU) issues des bovins dans les cantons du Doubs situés dans la zone d'étude NUTRI-Karst entre 1970 et 2000 (Source RGA) à gauche, et de 2010 à 2019 (Source SPIE et RPG) à droite

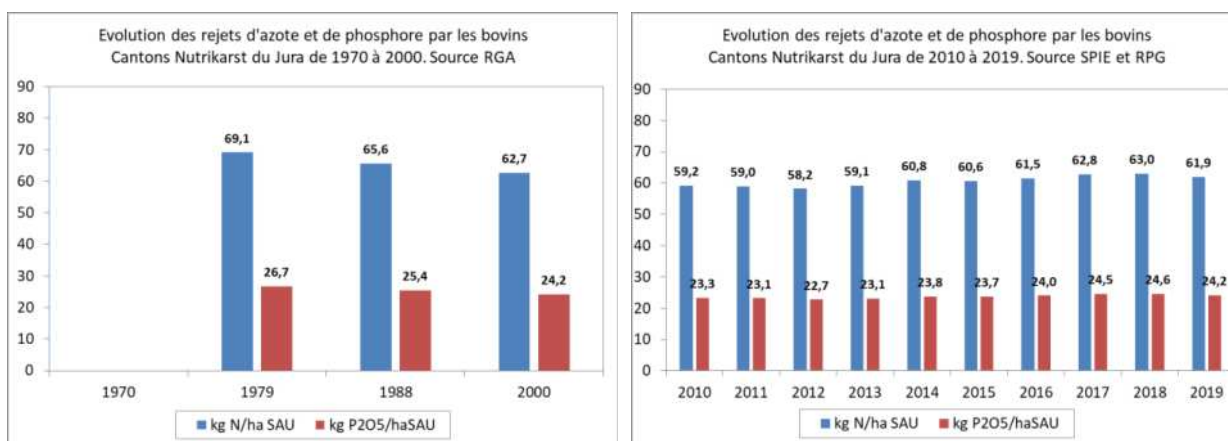


Figure 88 - Evolution des pressions en azote (kg N/ha SAU) et en phosphore (kg P2O5/ha SAU) issues des bovins dans les cantons du Jura situés dans la zone d'étude NUTRI-Karst entre 1979 et 2000 (Source RGA) et de 2010 à 2019 (Source SPIE et RPG)

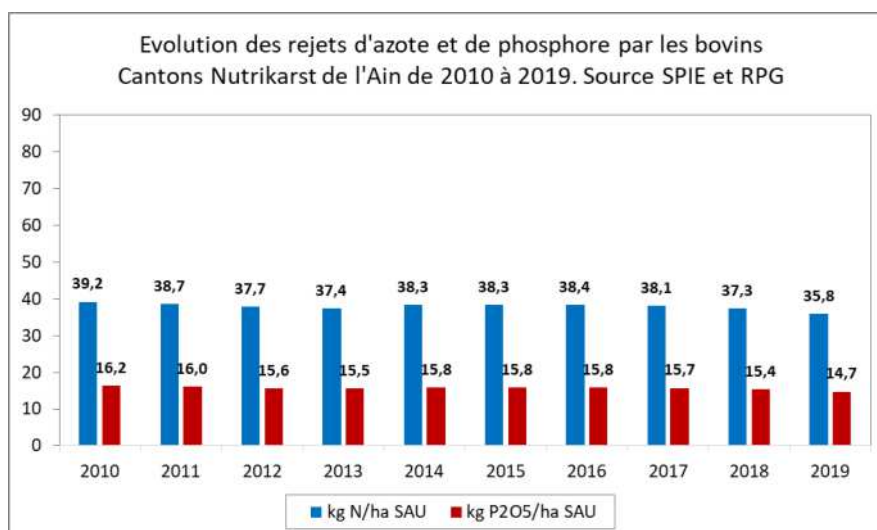


Figure 89 - Evolution des pressions en azote (kg N/ha SAU) et en phosphore (kg P2O5/ha SAU) issues des bovins dans les cantons de l'Ain situés dans la zone d'étude NUTRI-Karst de 2010 à 2019 (Source SPIE et RPG)

- **Pression en azote et en phosphore par ha de SAU à l'échelle cantonale**

Les résultats sont exprimés en kg d'azote (N) et de phosphore (P2O5) produits par l'ensemble des bovins sur la surface agricole utile pour l'ensemble des cantons de la zone d'études NUTRI-KARST entre 2010 et 2019. Ils sont présentés en détail en annexe 7 et dans les figures suivantes.

La Figure 90 ci-dessous permet de visualiser à l'échelle cantonale sur la zone d'étude NUTRI-Karst la pression en kg d'azote produit par le cheptel bovin en 2010 et en 2019. Comme pour la distribution des effectifs bovins et des UGB zootechniques, on constate un gradient du Sud vers le Nord-Est, avec une tendance à l'augmentation de la pression sur le secteur des plateaux moyens et supérieurs du Doubs et sur le canton de Nozeroy pour le Jura. A l'inverse, la pression diminue dans le Sud du Jura et dans l'Ain.

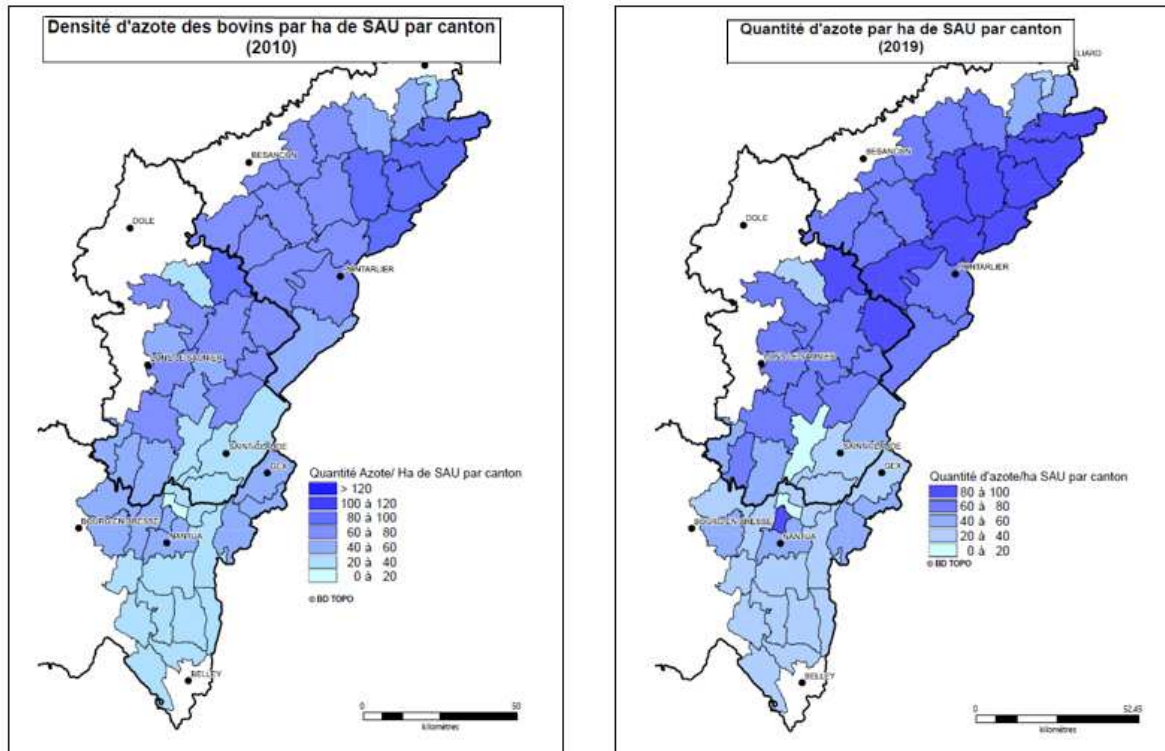


Figure 90 - Evolution de la pression en azote (en kg N/ha de SAU) et par canton entre 2010 et 2019 selon les données du SPIE et les surfaces du RPG

La Figure 91 représente la pression en kilo de phosphore d'origine bovine en 2010 et 2019, avec la même tendance dans la répartition géographique et l'évolution temporelle que pour l'azote.

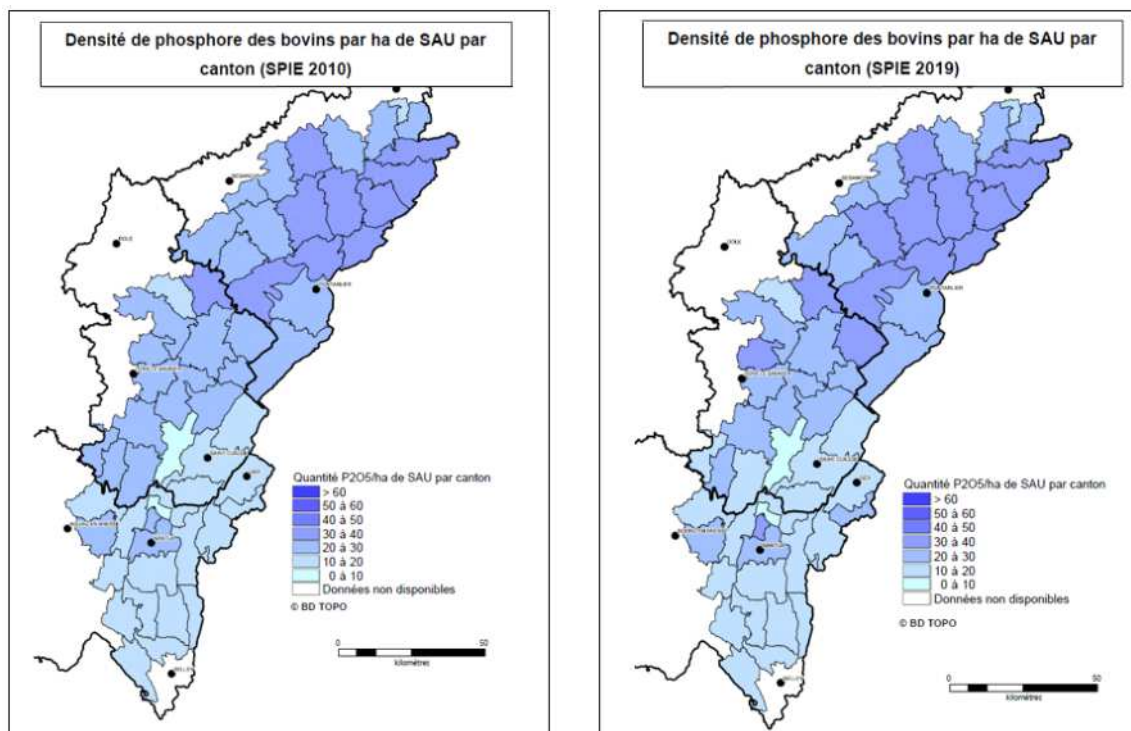


Figure 91 - Evolution de la pression en phosphore (en kg P₂O₅/ha de SAU) et par canton entre 2010 et 2019 selon les données du SPIE et les surfaces du RPG

Les pressions liées au cheptel bovin étudiées avec les indicateurs « kg N/ha SAU » et « kg P₂O₅/SAU » montrent une évolution temporelle comprenant trois périodes distinctes :

- **Une augmentation des effectifs et des pressions en N et P entre 1970 et 1979 (données disponibles uniquement pour le Doubs).**
- **Une diminution régulière et progressive des pressions N et P entre le début des années 80 et le début des années 2010.**
- **Une augmentation régulière des pressions en N et P de 2012 à 2018.**

On peut également noter une segmentation spatiale des pressions sur le territoire, comparable à l'indicateur des effectifs bovins/SAU :

- **Une pression bovine plus importante dans le Doubs, en particulier dans les régions du plateau moyen et le plateau supérieur,**
- **Une pression bovine modérée dans le Jura, à l'exception de quelques cantons (Salins les Bains, Voiteur, Nozeroy) où la pression bovine est proche de celle observée dans le Doubs,**
- **Une pression bovine nettement plus faible et en diminution constante dans l'Ain.**

7.4.4. Azote et phosphore d'origine porcine en 2020 dans le Doubs et le Jura (Source Interporc 2020)

Les productions d'azote et de phosphore provenant des porcheries implantées dans la zone d'étude NUTRI-Karst dans le Doubs et le Jura nous ont été communiquées par la filière porcine. Elles correspondent aux élevages porcins recensés dans la base nationale porcine disponible auprès d'Interporc Bourgogne Franche-Comté. De telles données n'ont pas pu être obtenues pour le département de l'Ain. Un travail d'analyse individuel des élevages porcins du Doubs et du Jura réalisé par Interporc Bourgogne Franche-Comté a permis, selon le type d'élevage (type de logement et d'alimentation) et les effectifs (truies, porcelets, porcs à l'engraissement), d'établir pour chaque élevage les quantités d'azote et de phosphore rejetés dans les effluents d'élevage.

Les normes de rejets sont des normes zootechniques provenant des travaux du RMT Elevage et Environnement (Levasseur P et al 2019). Elles sont présentées ci-dessous pour les types d'élevages porcins présents dans la zone d'étude NUTRI-Karst.

Truies : taux d'occupation des places de 85 % (vide sanitaire), lisier conventionnel, alimentation bi-phase : 14,3 kg N/truie/an et 11 kg P₂O₅/truie/an.

Porcelets produits (post-sevrage) : taux d'occupation de 90 %, lisier conventionnel, alimentation bi-phase : 0,39 kg N/porcelet/an et 0,23 kg P₂O₅/porcelet/an.

Porcs à l'engraissement : taux d'occupation de 90 %, lisier conventionnel, alimentation standard, abattage à 126 kg : 3,25 kg N/porc/an et 2,29 kg P₂O₅/porc/an.

La détermination des rejets en azote et en phosphore a été réalisée pour l'année 2020 pour les 244 élevages porcins présents dans la zone d'étude NUTRI-Karst, soit 131 pour le Doubs et 113 pour le Jura. Les productions totales d'azote et de phosphore en kg pour l'année 2020 sont présentées dans le Tableau 10.

Département	Secteur géographique	Nbre de porcheries	Azote Kg N (2020)	Phosphore Kg P2O5 (2020)
Doubs	1er Plateau et zone basse	32	38 757	27 867
	Plateau moyen	35	137 377	95 639
	Plateau supérieur	53	144 114	100 518
	Montagne	11	7 948	5 550
	Sous-total NUTRI-Karst Doubs	131	328 197	229 574
Jura	1er Plateau et zone basse	52	64 154	44 820
	Plateau moyen	20	18 766	13 343
	Plateau supérieur	30	30 453	21 308
	Montagne	11	6 259	4 351
	Sous-total NUTRI-Karst Jura	113	119 632	83 823
Total zone d'étude NUTRI-Karst 25+39		244	447 829	313 397

Tableau 10 – Productions totales d'azote et de phosphore d'origine porcine pour l'année 2020 dans le Doubs et le Jura

La plupart des porcheries présentes sur la zone d'étude NUTRI-Karst dans le Doubs et le Jura élèvent des porcs nourris au lactosérum provenant de fruitières à Comté. Dans la zone d'étude NUTRI-Karst du Doubs ces porcheries sont en majorité situées sur les plateaux moyens et supérieurs, alors que dans le Jura on les retrouve autant sur la zone basse et le premier plateau que sur les plateaux moyens et supérieurs. Les élevages et les effectifs porcins sont plus nombreux dans le Doubs si bien que les cantons du Doubs de la zone d'étude NUTRI-Karst concentrent 73 % de la production d'azote et de phosphore des élevages porcins.

Les Figure 92 et Figure 93 ci-dessous présentent les répartitions de l'azote et du phosphore par zone géographique dans le Doubs et le Jura pour l'année 2020. Dans le Doubs les élevages porcins sont majoritairement situés dans les zones des plateaux moyens et supérieurs, alors que dans le Jura, les élevages sont nettement moins nombreux et situés majoritairement en zone basse et sur le premier plateau.

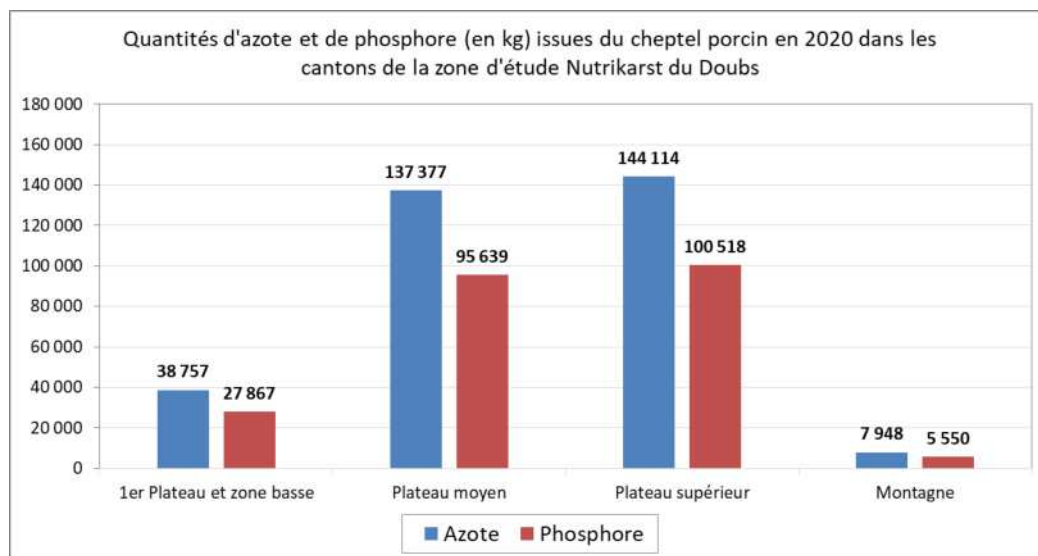


Figure 92 - Quantités d'azote et de phosphore issues du cheptel porcine dans la zone d'étude NUTRI-Karst dans le Doubs en 2020. Source Interporc Bourgogne Franche-Comté

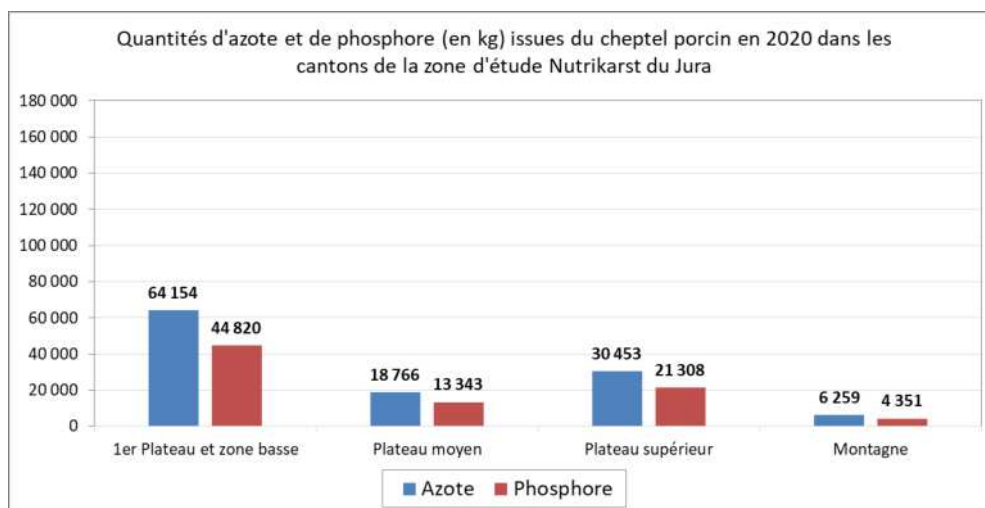


Figure 93 - Quantités d'azote et de phosphore issues du cheptel porcin dans la zone d'étude NUTRI-Karst dans le Jura en 2020. Source Interporc Bourgogne Franche-Comté

La Figure 94 ci-après représente sous forme de carte, la répartition des quantités d'azote et de phosphore par canton ou regroupement de cantons issues du cheptel porcin. Afin de respecter les règles du secret statistique trois cantons ont été regroupés avec un canton voisin en raison d'un nombre de porcheries insuffisant : Besançon Sud avec Quingey, Pont de Roide avec Clerval et Moirans-en-Montagne avec Saint-Laurent-en-Grandvaux. Les secteurs où les porcheries sont les plus nombreuses sont situés dans la zone du plateau moyen du Jura, des plateaux moyens et supérieurs du Doubs, ainsi que dans les cantons de Poligny et d'Orgelet.

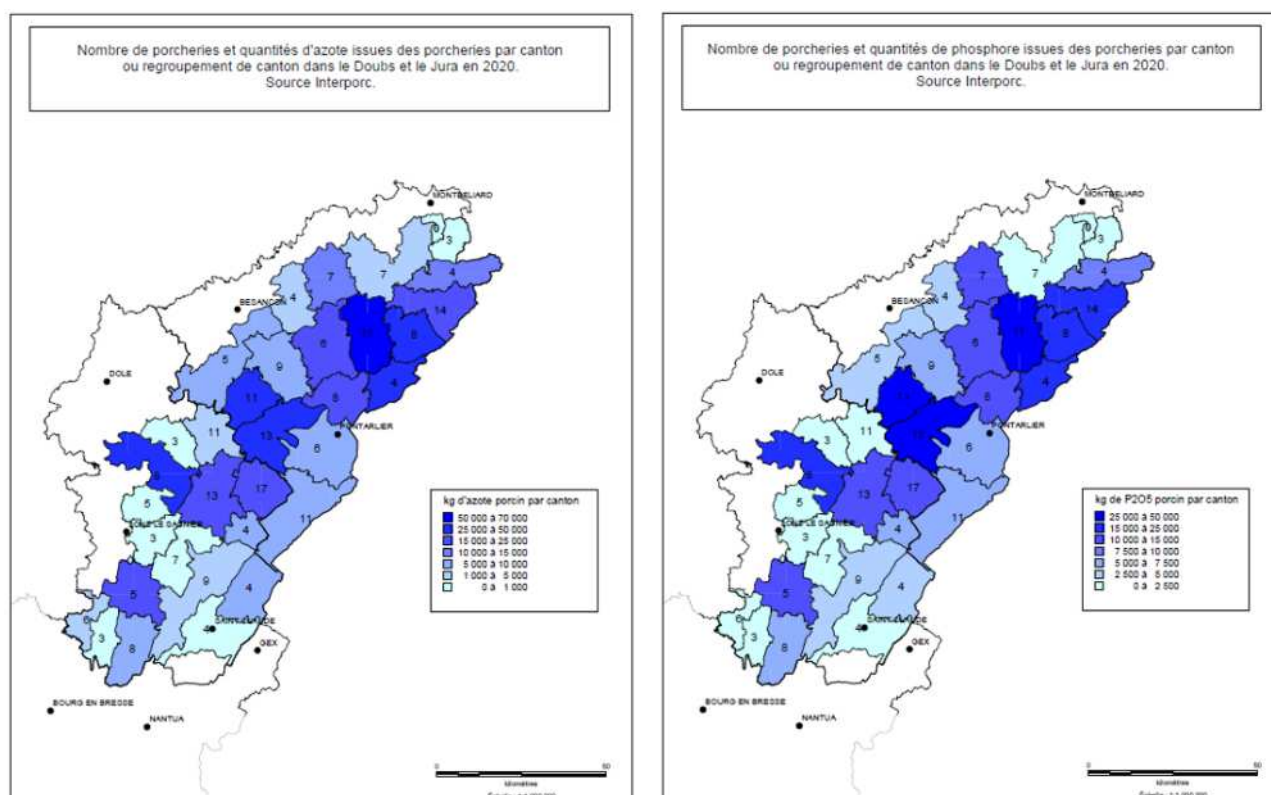


Figure 94 - Quantités d'azote et de phosphore issues du cheptel porcin dans la zone d'étude NUTRI-Karst dans le Jura en 2020. Source Interporc Bourgogne Franche-Comté. Le chiffre en noir correspond au nombre de porcheries présentes en 2020 dans le canton ou le regroupement de cantons

Les quantités d'azote et de phosphore produites par le cheptel porcin dans la zone d'étude NUTRI-Karst sont très largement inférieures aux quantités provenant du cheptel bovin. Au total, dans le Doubs et le Jura, pour la zone d'étude NUTRI-Karst, l'azote des élevages porcins ne représentent respectivement que 2,3 % et 1,7 % de l'azote provenant du cheptel bovin pour l'année 2020.

Les données détaillées par canton ou regroupement de canton sont disponibles en annexe 8.

Comme pour les élevages laitiers, les estimations des rejets azotés, présentées ci-dessus, issues des porcheries peuvent être considérées comme des valeurs maximales. Les pertes atmosphériques de l'azote issu de porcheries sont du même ordre de grandeur que celles des élevages laitiers : environ 30 % de pertes sous forme d'ammoniac et moins de 1 % pour le protoxyde d'azote (Peyraud et al., 2012).

7.4.5. Azote et phosphore d'origine avicole sur la période 1970 à 2010 (Source RGA)

Les rejets en azote et en phosphore issus des élevages de volaille ont été calculés à partir des données cantonales du RGA pour les années 1970 (disponibles uniquement pour le Doubs et l'Ain), 1979, 1988 et 2000. Certaines données ne sont cependant pas disponibles dans certains cantons et pour certaines années en raison du secret statistique. Cela concerne en particulier l'Ain et dans une moindre mesure le Jura.

Le Tableau 11 représentent les quantités d'azote et de phosphore issues des élevages de volaille sur la zone d'étude NUTRI-Karst calculées à partir des effectifs de volaille disponibles dans le RGA. En raison de l'absence de connaissance détaillée des types d'élevage présents sur la zone d'étude NUTRI-Karst, les normes utilisées correspondent aux rejets pour des poules pondeuses, en azote et en phosphore (en moyenne pour les différents modes de production) soit 401 g N/poule/an et 419 g P2O5/poule/an.

	Azote provenant des élevages de volailles en kg N				
Département	1970	1979	1988	2000	2010
DOUBS	84 048	87 887	152 464	101 672	115 866
JURA	ND	31 421	21 460	26 464	29 335
AIN	95 469	101 754	83 130	34 125	39 859
Total Nutrikarst	179 517	221 062	257 053	162 261	185 061

	Phosphore provenant des élevages de volailles en kg P2O5				
Département	1970	1979	1988	2000	2010
DOUBS	87 821	91 832	159 308	106 236	121 067
JURA	ND	32 832	22 423	27 652	30 652
AIN	99 755	106 322	86 861	35 657	41 649
Total Nutrikarst	187 575	230 985	268 592	169 545	193 368

Tableau 11 – Quantités d'azote et de phosphore issues des élevages de volaille sur la zone d'étude NUTRI-Karst calculées à partir des effectifs de volaille (source RGA)

Les Figure 95 Figure 96 représentent les quantités d'azote et de phosphore issues des élevages de volailles par canton en 1979 et en 2010. On peut constater qu'il existe en 1979 une répartition relativement homogène sur le massif du Jura d'élevages de volailles de petite taille. Sept cantons présentent une quantité d'azote proche ou supérieure à 10 000 kg produits par an : Treffort-Cisiat (61 060 kg), Amancey (27 384 kg), Pierrefontaine-les-Varans (10 612 kg), Conliège (10 579 kg), Lhuis (10 352 kg), Ceyzeriat (9 951 kg) et Montbenoit (9 053 kg). Seul le canton de Valentigney ne produit pas de volailles en 1979. En 2010, le nombre de volailles élevées sur la zone d'étude

NUTRI-Karst est en légère diminution par rapport à 1979, générant moins d'azote et de phosphore. Cependant, on constate une concentration de plus de la moitié des volailles produites sur le massif du Jura dans le seul canton d'Amancey, correspondant à une production annuelle d'azote de 102 133 kg (soit 55%). Trois autres cantons présentent en 2010 une quantité d'azote proche ou supérieure à 10 000 kg produits par an : Treffort-Cisiat (25 905 kg), Arbois (13 329 kg) et Lhuis (9 985 kg). En 2010 trois cantons ne produisent pas de volailles et sept cantons dans l'Ain sont soumis au secret statistique.

Ces quantités d'azote et de phosphore sont extrêmement faibles en comparaison de l'azote et du phosphore provenant du cheptel bovin. Au total, dans le Doubs, le Jura et l'Ain, pour la zone d'étude NUTRI-Karst, l'azote des élevages de volaille ne représente respectivement que 0,9 %, 0,4 % et 1,5 % de l'azote provenant du cheptel bovin pour l'année 2010. Rapportées à la surface agricole utile de chaque canton, les pressions à l'hectare de l'azote et du phosphore des élevages de volailles en 2010 représentent en moyenne 0,3 kg d'azote ou de phosphore dans le Jura, 0,6 kg d'azote ou de phosphore dans l'Ain et 0,75 kg d'azote ou de phosphore dans le Doubs. Seul le canton d'Amancey qui a la particularité de concentrer la moitié de la production de volailles du massif du Jura atteint une pression d'environ 13 kg d'azote et de phosphore par ha de surface du canton. Cependant les fientes de volailles produites sur ce site sont compostées et majoritairement épandues dans des zones de grandes cultures en zone basse en dehors de la zone d'étude NUTRI-Karst. Il n'a pas été possible d'accéder au détail des ventes de compost par cette entreprise (répartition géographique des ventes). Le détail des données disponibles par canton issues des RGA 1979 à 2010 figure en Annexe 1.9.

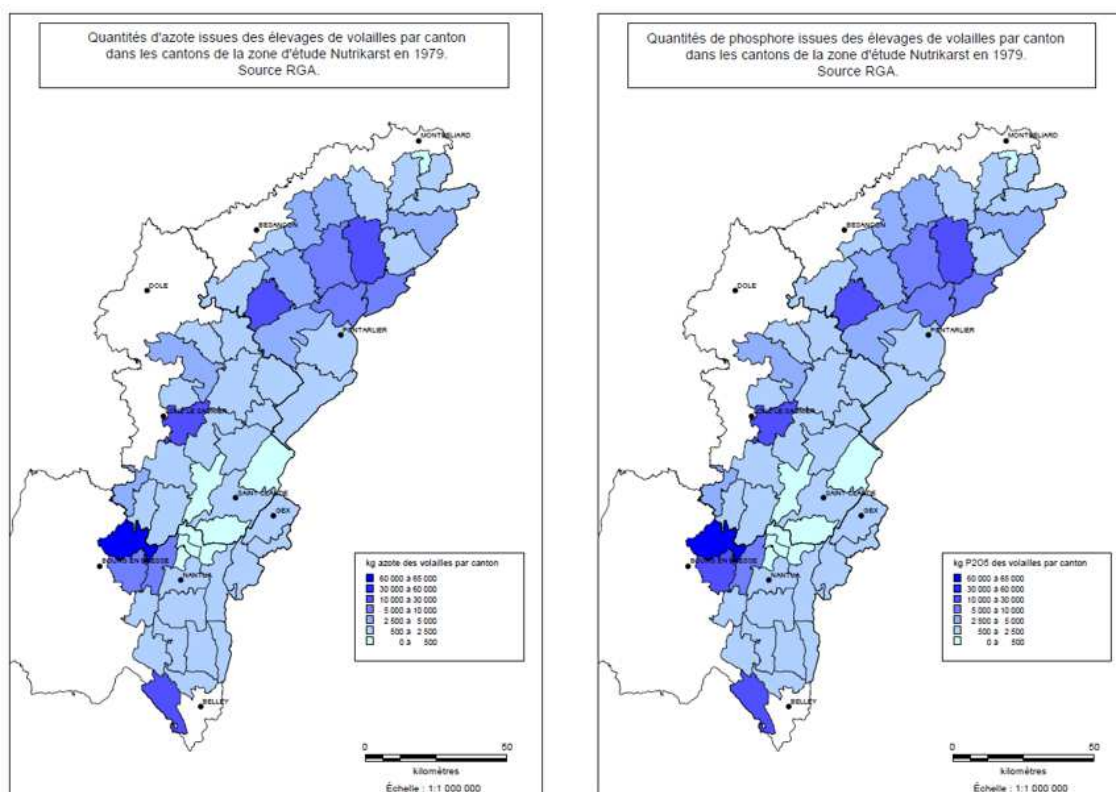


Figure 95 - Quantités d'azote et de phosphore issues des élevages de volailles dans la zone d'étude NUTRI-Karst en 1979. Source RGA

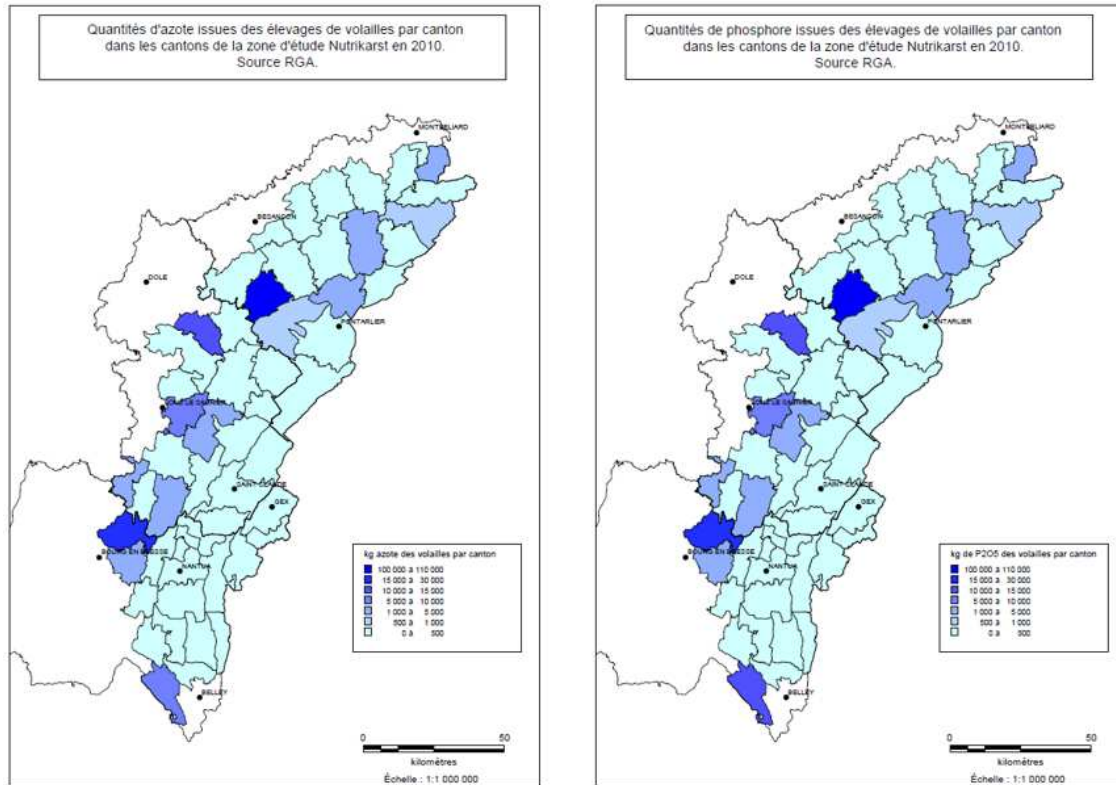


Figure 96 - Quantités d'azote et de phosphore issues des élevages de volailles dans la zone d'étude NUTRI-Karst en 2010. Source RGA

7.4.6. Evolution des livraisons d'engrais de synthèse dans le Doubs

Les livraisons d'engrais de synthèse ont été obtenues auprès de l'UNIFA (Union des Industries de la Fertilisation). Depuis 1980, l'UNIFA fournit pour le compte des pouvoirs publics les statistiques officielles de livraisons d'engrais en France. Le service statistique du ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation délègue à l'UNIFA la réalisation de l'enquête annuelle portant sur les engrais minéraux et organo-minéraux.

Cette enquête est reconnue d'intérêt général et de qualité statistique. Elle est de plus obligatoire. L'objectif de l'enquête sur les livraisons d'engrais en France est de disposer de statistiques traduites en tonnes pour cinq éléments nutritifs, l'azote, le phosphore, le potassium, le magnésium et le soufre, en vue d'apprécier l'évolution des pratiques d'apport pour les usages professionnels agricoles.

Les données sont disponibles auprès de l'UNIFA, à l'échelle départementale pour le Doubs, à partir de la campagne 1972/1973. Ces données sont issues des déclarations des fournisseurs agricoles, négoce privés ou coopératives, et sont rattachées géographiquement au siège de ces fournisseurs. Quelques précautions sont à citer avant toute interprétation (source UNIFA) :

- Les dates indiquées sont des dates de campagnes : du 1^{er} juillet n-1 au 30 juin n, pour les engrais azotés et du 1^{er} mai n-1 au 30 avril n, pour les engrais phosphatés et potassiques.
- Les données à usages non professionnel ne sont pas prises en compte (non disponibles),
- Les données sont communiquées en tonnes livrées par département et par campagne,

- Les données statistiques de livraisons ne peuvent pas être assimilées à l'utilisation effective des engrais par les agriculteurs mais uniquement la livraison à l'échelle des importateurs, producteurs et distributeurs,
- Ces données ne prennent pas en compte les variations de stocks entre le début et la fin de campagne chez les distributeurs et les agriculteurs.

La Figure 97 ci-après représente l'évolution des volumes livrés d'azote, de phosphore et de potasse dans le Doubs entre la campagne 1972/1973 et la campagne 2018/2019. Elle permet de suivre les grandes tendances dans les livraisons d'engrais à l'échelle de plusieurs dizaines d'années. Les variations entre deux années consécutives peuvent être très importantes, mais ces variations reflètent plus dans ce cas des effets de report de stock que de changement dans les habitudes des agriculteurs.

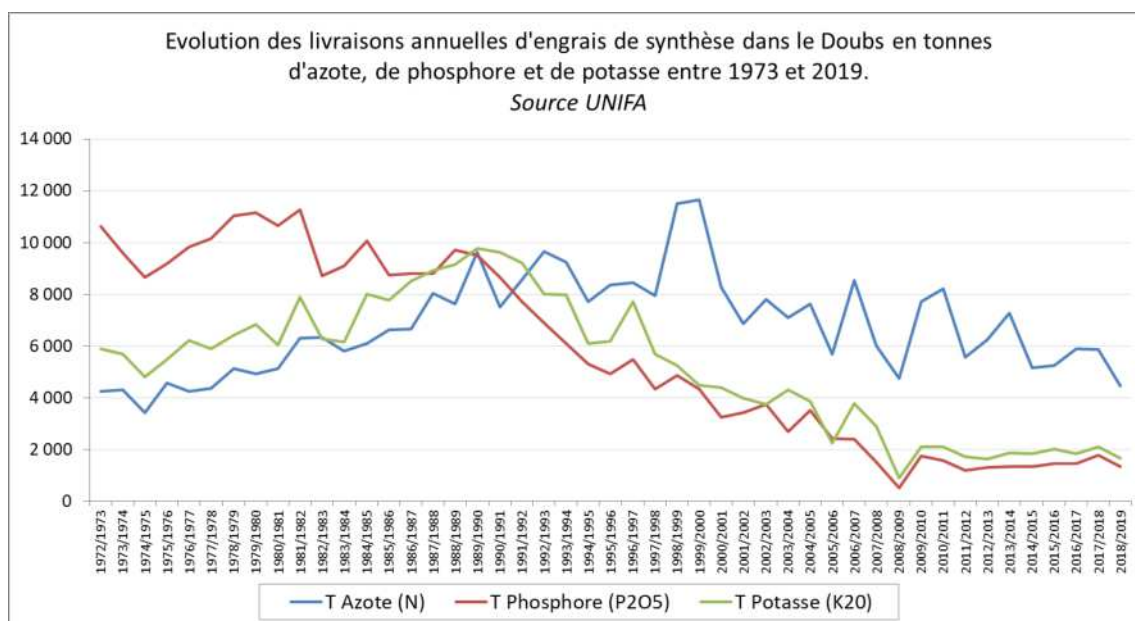


Figure 97 - Evolution des livraisons annuelles d'engrais dans le Doubs de 1973 à 2019 en tonnes d'azote (N), de phosphore (P2O5) et de potasse (K2O). Source UNIFA

Pour gommer cet effet de report de stock, la Figure 98 présente l'évolution des livraisons d'engrais lissée sur 5 ans à partir de l'année 1977 (moyenne 1973 à 1977) jusqu'en 2019 (moyenne 2015 à 2019).

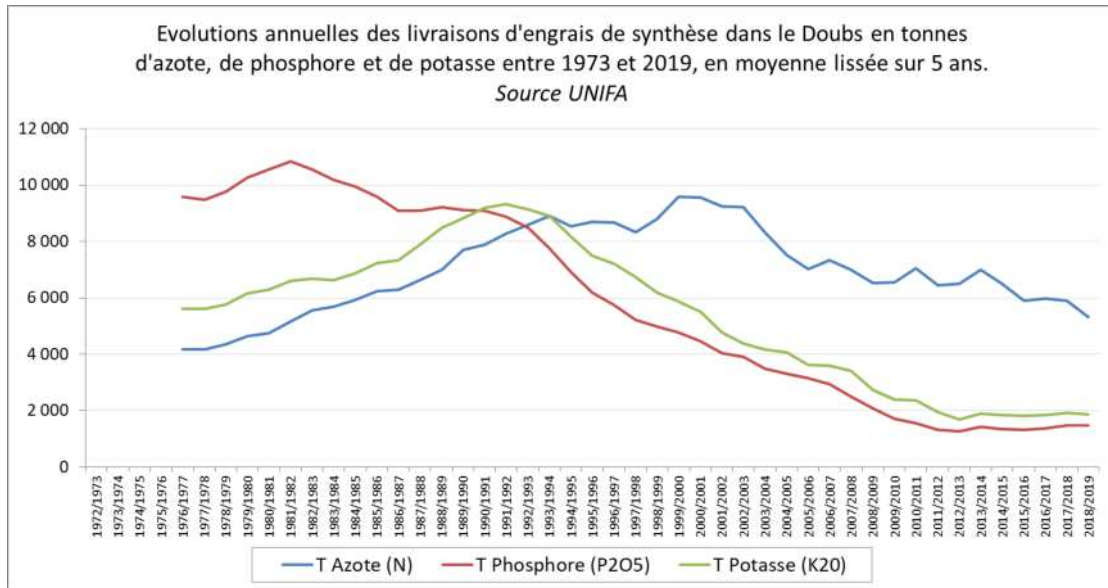


Figure 98 - Evolution des livraisons d'engrais dans le Doubs de 1973 à 2019 en tonnes d'azote (N), de phosphore (P2O5) et de potasse (K2O) en moyenne lissée sur 5 ans. Source UNIFA

Le Tableau 12 représente, avec un pas de temps de 5 ans, les livraisons d'engrais de synthèse exprimés en tonnes d'azote, de phosphore (P2O5) et de potasse (K2O) dans le département du Doubs et dans la zone d'étude NUTRI-Karst rattachée au Doubs (au prorata des surfaces). La campagne 1974/1975 correspond aux valeurs annuelles de cette campagne, alors que pour les autres campagnes il s'agit des moyennes lissées sur 5 ans.

Campagne	Ensemble du département du Doubs			Zone d'étude Nutrikarst du Doubs		
	T Azote (N)	T Phosphore (P2O5)	T Potasse (K2O)	T Azote (N)	T Phosphore (P2O5)	T Potasse (K2O)
1974/1975	3428	8659	4796	2613	6599	3655
1979/1980	4648	10265	6164	3543	7823	4698
1984/1985	5924	9956	6873	4515	7588	5238
1989/1990	7710	9107	8829	5876	6940	6729
1994/1995	8531	6923	8178	6502	5276	6233
1999/2000	9579	4783	5865	7300	3645	4470
2004/2005	7526	3319	4056	5736	2530	3091
2009/2010	6538	1721	2383	4983	1311	1816
2014/2015	6486	1345	1831	4943	1025	1396
2018/2019	5322	1470	1881	4056	1120	1434

Tableau 12 – Livraisons d'engrais de synthèse exprimés en tonnes d'azote, de phosphore (P2O5) et de potasse (K2O) dans le département du Doubs (à gauche) et dans la zone d'étude NUTRI-Karst rattachée au Doubs au prorata des surfaces (à droite)

Ces données peuvent être présentées sous forme de doses d'engrais de synthèse épandues en moyennes sur les surfaces agricoles du département du Doubs. Etant donné le manque de données précises sur la SAU annuelle du Doubs depuis 1973, et du fait de la faible variation relative de cette SAU, les calculs ont été réalisés sur la base d'une SAU départementale constante de 240 000 ha. Ils sont présentés dans les Figure 99 et Figure 100. Les quantités calculées sont des doses moyennes sur l'ensemble des surfaces agricoles du département, qu'elles soient en prairies ou en cultures et qu'elles reçoivent ou non des engrais de synthèse.

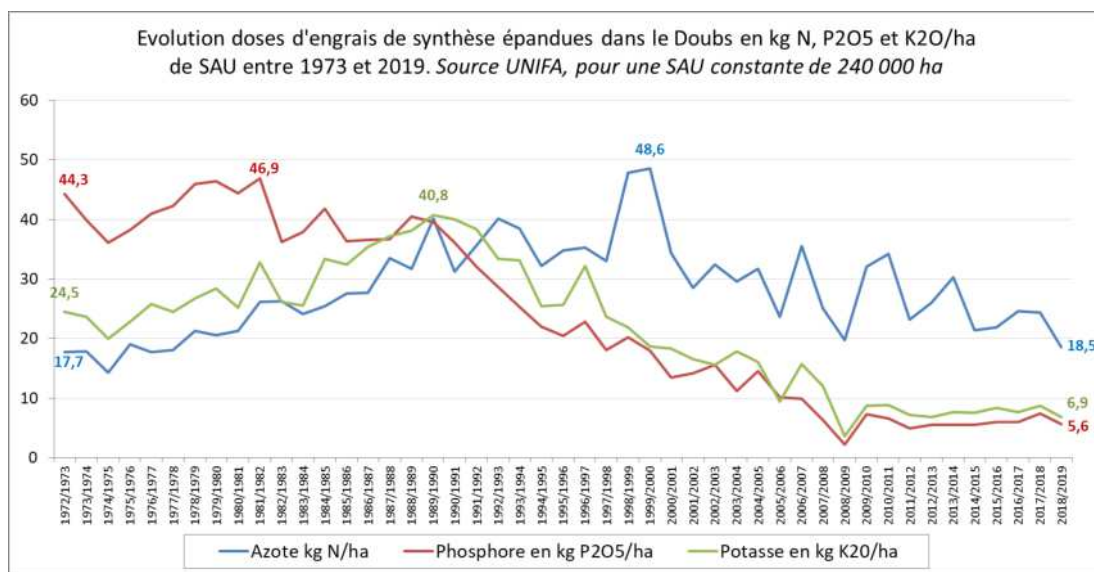


Figure 99 - Evolution des doses moyennes d'épandage d'engrais de synthèse dans le Doubs de 1973 à 2019 en kg d'azote (N), de phosphore (P2O5) et de potasse (K2O) par ha de SAU. D'après UNIFA

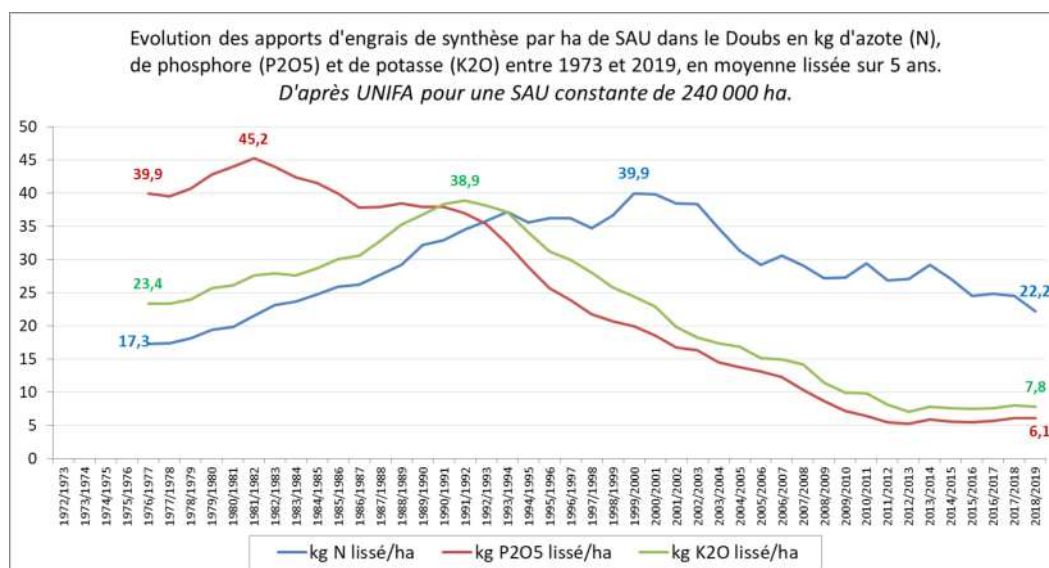


Figure 100 - Evolution des doses moyennes d'épandage d'engrais de synthèse dans le Doubs de 1973 à 2019 en kg d'azote (N), de phosphore (P2O5) et de potasse (K2O) par ha de SAU, en moyenne lissée sur 5 ans. D'après UNIFA et pour une surface constante de 240 000 ha

Au cours des 46 dernières années, les livraisons d'engrais ont connu une variation différenciée selon le type d'engrais :

Pour l'azote on constate une forte augmentation des livraisons jusqu'au tout début des années 2000. En moyenne lissée les livraisons d'azote départementales passent de 4000 à 10 000 tonnes ce qui représente un passage de 17 à 40 kg/ha de SAU. Depuis 20 ans, les livraisons diminuent régulièrement pour descendre sous la barre des 6000 tonnes depuis la campagne 2015, ce qui représente environ 22 kg N/ha de SAU.

Pour le phosphore on constate des fluctuations interannuelles relativement importantes entre 1973 et 1985 avec des livraisons qui oscillent autour de 10 000 tonnes livrées par an, ce qui correspond à environ 40 à 45 kg P2O5/ha SAU. Depuis le milieu des années 80, on observe une

nette tendance à la baisse des livraisons jusqu'au milieu des années 2010, passant de 10 000 tonnes à environ 1500 tonnes de P₂O₅, ce qui correspond à des doses à l'hectare passant de 40 à 6 kg P₂O₅/ha de SAU. Depuis près de 15 ans les livraisons semblent avoir atteint ce niveau plancher.

Pour la potasse les livraisons sont passées de moins de 6000 à près de 10 000 tonnes de K₂O livrées par an entre le début des années 70 et le début des années 90, ce qui correspond à une dose à l'hectare passant d'environ 20 kg K₂O/ha de SAU à près de 40 kg K₂O/ha de SAU en moyenne dans le Doubs. Depuis le début des années 90 jusqu'au début des années 2010 les livraisons ont connu une nette et régulière diminution, passant de 10 000 à moins de 2000 tonnes de K₂O (environ 7 kg K₂O/ha de SAU). Les livraisons se sont maintenues depuis près de 15 ans à ce niveau plancher.

Ces données sont cohérentes avec les autres sources d'information sur les pratiques de fertilisation des agriculteurs dans le Doubs, notamment les enquêtes sur les pratiques culturales publiées par la DRAAF (Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt) ou le réseau des fermes de référence (INOSYS 2022). On constate une baisse régulière et continue des engrais minéraux azotés épandus sur cultures entre 2001, 2006 et 2011 (Agreste 192, Octobre 2014), une baisse de la fertilisation minérale azotée des prairies passant de 18 à 15 kg/ha sur les prairies permanentes et de 24 à 19 kg/ha sur les prairies temporaires entre 2011 et 2017 (Agreste Etudes n°6, Juin 2020).

Ces fluctuations peuvent être mises en perspective avec les évolutions agricoles suivantes :

+ 1990 : réforme de la PAC avec la fin des prix garantis incitant les agriculteurs à une diminution des intrants dont les engrais.

+ 1991 : entrée en vigueur de la Directive Nitrates et prise de conscience de l'impact des pratiques de fertilisation agricole (minérale et organique) sur la qualité de l'eau.

+ 1991 : publication de la méthode de prise en compte de la valeur fertilisante des effluents d'élevage basée sur une meilleure connaissance des teneurs en éléments minéraux et de leur disponibilité (Ziegler et al, 1991).

+ 1994 : démarrage des mises aux normes des bâtiments d'élevage accompagnée d'une augmentation des capacités de stockage de effluents liquides (croissante avec l'altitude) et d'une meilleure valorisation des effluents d'élevage. Instauration, dans le cadre de la réforme de la PAC, de la prime au maintien du système d'élevage extensif, dite prime à l'herbe, limitant le chargement à moins de 1,4 UGB à l'hectare.

+ 1999 : lancement de la méthode INRA de pilotage de la fertilisation phospho-potassique des prairies, basée sur le calcul des indices de nutrition iP iK à partir du prélèvement d'échantillons d'herbe, mettant en évidence des disponibilités en phosphore et en potasse des sols prairiaux plus importantes que celles des analyses de sol.

+ 2003 : mise en œuvre de la prime herbagère agro-environnementale (PHAE1) qui remplace la prime à l'herbe (poursuite de la limitation du chargement à l'hectare).

+ 2006 : obligation de disposer dans le Doubs d'une capacité de stockage des effluents liquides de 4, 5 ou 6 mois selon l'altitude pour l'accès aux subventions des mises aux normes des bâtiments.

+ 2008 : mise en œuvre de la PHAE 2 qui introduit la limitation de la dose d'azote à l'hectare à 125 kg N/ha/an dont 50 kg N/ha/an sous forme d'engrais de synthèse. Révision du cahier des charges du Comté instaurant le plafonnement de la dose totale de la fertilisation azotée sur prairie à 120 kg N/ha/an dont 50 kg N/ha/an sous forme d'engrais minéraux sur les surfaces en herbe.

+ 2014 : obligation réglementaire de disposer dans le Doubs d'une capacité de stockage de 4 à 6 mois selon l'altitude, avec un délai de mise en œuvre de 6 ans. Alignement de la réglementation RSD (Règlement Sanitaire Départemental, < 50 vaches laitières) sur les ICPE (Installations Classées pour la Protection de l'Environnement, > 50 vaches laitières) en matière de distances et de conditions d'épandage.

+ 2015 : plafonnement, par la filière Comté, de la productivité laitière de chaque exploitation, des surfaces consacrées à l'affouragement du troupeau laitier au niveau qu'elle a atteint lors de la meilleure campagne de 2008/2009 à 2012/2013, augmentée de 10 %. Dans tous les cas, cette productivité ne peut pas dépasser 4 600 litres de lait par an, par hectare de surface fourragère et potentiellement fourragère, pour faire suite à la fin de la politique des quotas laitiers par l'Europe.

+ à partir de 2018 : engagement des filières AOP Comté, Morbier, Mont d'Or dans la révision de leur cahier des charges avec introduction de mesures plus contraignantes du point de vue environnemental et notamment en ce qui concerne la fertilisation.

Les mises aux normes des bâtiments d'élevage et le développement des systèmes lisiers

A partir du milieu des années 90, les pouvoirs publics ont incité les agriculteurs à réaliser des travaux de modernisation des bâtiments d'élevage et de mise aux normes des capacités de stockage des effluents. Cette politique est initiée au moment d'une prise de conscience de l'impact des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau, en particulier en ce qui concerne les nitrates, et est concomitante avec le début des programmes d'actions nitrates dans les zones vulnérables. A l'époque, la ferme type sur le massif du Jura est l'étable entravée avec une fosse à purin non couverte sous la fumière attenante au bâtiment, le purin étant constitué des jus du fumier dilué par les eaux de pluie. Les capacités réduites de ces fosses à purin (50 à 100 m³) et l'absence de couverture conduisait à des vidanges tous les mois, voire tous les 15 jours ou au débordement du trop-plein vers le milieu naturel. La réglementation prévoyait une capacité de stockage des effluents liquides de 1,5 mois pour la majorité des fermes, soumises au régime du Règlement Sanitaire Départemental (< 40 vaches laitières à l'époque, < 50 vaches laitières depuis 2005). Pour les exploitations de plus grande taille, soumises au régime des ICPE (Installation Classées pour la Protection de l'Environnement), la capacité de stockage minimum exigée était de 4 mois en zone de plaine avec une augmentation selon la durée de l'hiver (et donc l'altitude). Ce n'est qu'en 2014, avec un délai de mise en œuvre de 6 ans (2013 avec un délai de 6 ans pour le territoire du SAGE Haut-Doubs Haute-Loue) que la modification du RSD du Doubs instaure l'obligation de disposer d'une capacité de stockage des effluents liquides de 4 à 6 mois selon l'altitude. Cependant, dès 2006, les programmes de mise aux normes des bâtiments d'élevage imposent le respect de ces capacités de stockage (4 à 6 mois) pour l'accès aux subventions, quelle que soit la taille des exploitations.

La modernisation des exploitations agricoles a conduit à la création de fermes de plus grande taille, souvent sous la forme de sociétés (GAEC - Groupement Agricole d'Exploitation en Commun) et à la sortie des bâtiments du cœur des villages. Ces travaux ont été réalisés dans des fermes souhaitant moderniser leur outil de production, à l'occasion de regroupement d'exploitations ou au moment de l'installation d'un jeune agriculteur. On assiste à un accroissement de la taille des cheptels, des surfaces moyennes des exploitations et à une diminution du nombre d'exploitations. Cette évolution s'est accompagnée du développement de logements des animaux plus spacieux, moins consommateurs de paille (notamment en altitude où la paille doit être importée) et plus économes en temps de travail. Les nouveaux bâtiments, majoritairement constitués de logettes, peuvent être entièrement paillés (100 % de fumier), mixtes (logettes paillées produisant du fumier et, au cornadis, du lisier raclé vers la fosse externe (couverte ou non couverte) ou recueilli dans la fosse sous caillebotis) ou constitués logettes 100 % lisier. Les eaux de lavage des installations de traite (eaux blanches) et des quais (eaux vertes) sont collectées dans une fosse spécifique ou avec le lisier dans une fosse commune. Il existe aujourd'hui une grande diversité dans le type de bâtiment d'élevage : depuis des installations 100 % lisier pour les vaches et les génisses, jusqu'aux bâtiments 100 % fumier (aires paillées intégrales), en passant par des systèmes mixtes (logettes mixtes ou vaches laitières en lisier et génisses en fumier),... Les systèmes mixtes sont depuis plusieurs années les systèmes recommandés afin de permettre aux éleveurs de disposer d'effluents à action lente (fumier) et d'effluents à action plus rapide (purins, lisiers) du point de vue de la disponibilité de l'azote. La couverture des fosses puis des fumières n'intervient que récemment pour éviter d'avoir des capacités de stockage des effluents liquides insuffisantes lors d'hivers particulièrement pluvieux. Elle évite également la création de volumes de fosses trop importants.

La mise aux normes s'est accompagnée de la réalisation de plans d'épandage permettant aux agriculteurs d'identifier les capacités des parcelles à recevoir ou non des effluents liquides et des effluents solides selon des critères réglementaires (proximité des cours d'eau, captages, tiers,...), topographiques et agronomiques (pentes, affleurements rocheux, sols très superficiels, géologie,...). Entre 2008 et 2014, l'Agence de l'Eau et le Conseil Départemental du Doubs ont encouragé les éleveurs à se mettre aux normes lors d'opérations collectives qui ont concerné les bassins versants les plus sensibles dans le département (Cusancin, Desoubre, Crenu, Loue-Lison, Haut-Doubs).

Une enquête a été réalisée en 2015 auprès de 578 exploitations représentatives du Doubs (environ ¼ des effectifs) par la DDT (Direction Départementale des Territoires) en partenariat avec la Chambre d'Agriculture afin de mieux connaître la situation des exploitations d'élevage. Elle intervient à la suite de la modification de la réglementation qui impose une obligation de mise aux normes à l'échéance 2020. Elle a permis de dresser un état des lieux en matière de type de logement des animaux, de capacité de stockage et de mise aux normes dans le Doubs en 2015 :

=> la SAU moyenne est de 86 ha pour 85 UGB dont 47 vaches laitières,

=> 24 % des exploitations dépendent de la réglementation des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement, 76 % dépendent du Règlement Sanitaire Départemental (moins de 50 vaches laitières),

=> 82 % des exploitations enquêtées disposent d'au moins une fumière dont 25,5 % sont couvertes,

=> 93 % des exploitations disposent d'au moins une fosse dont 77 % sont couvertes.

=> 66 % des exploitations disposent d'un plan d'épandage individuel. Parmi les 34 % des exploitations ne disposant pas de plan d'épandage, les ¾ sont soumises au RSD.

En matière de logement des animaux parmi les 578 exploitations enquêtées :

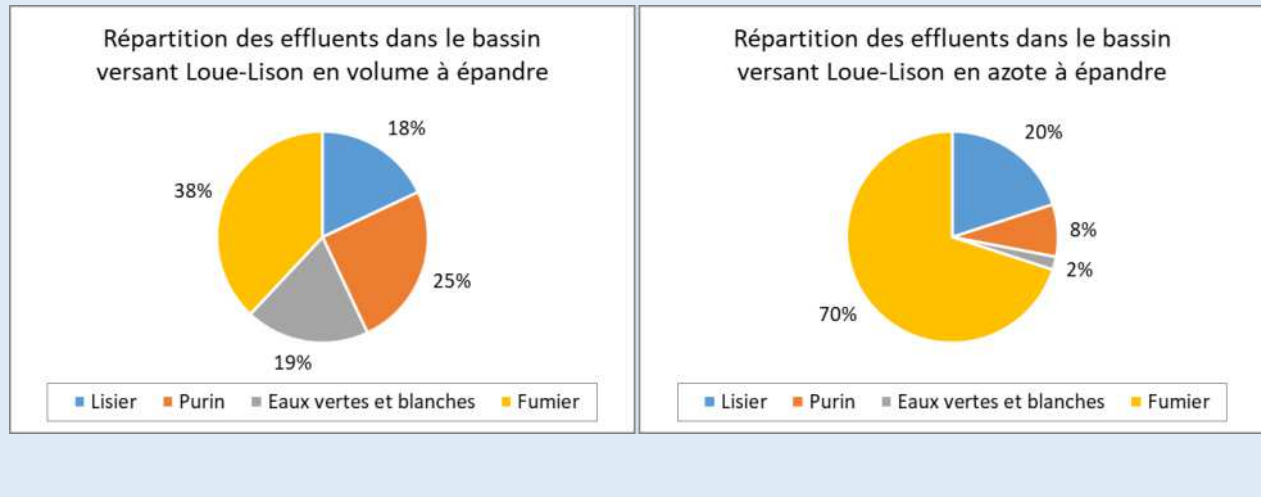
=> **65 %** des vaches laitières sont hébergées dans des bâtiments 100 % fumier (étable entravée, aire paillée intégrale ou aire paillée avec couloir en fumier), **20 %** dans des bâtiments mixtes (logettes ou aire paillée avec couloir lisier) et **15 %** dans des bâtiments 100 % lisier (logettes),

=> **75 %** des génisses sont hébergées dans des bâtiments 100 % fumier, **12 %** dans des bâtiments mixtes et **13 %** dans des bâtiments 100 % lisier.

Remarque : les bâtiments fumier produisent également des effluents liquides, sous forme de purin pour les étables entravées et les aires paillées avec couloir lisier et sous forme d'eaux vertes et blanches lors de la traite.

Les bâtiments mixtes produisant en moyenne 60 % de lisier et 40 % de fumier, on peut estimer que le fumier concerne 73 % des vaches laitières (65 % + 40 % de 20 %) et le lisier 27 % des vaches laitières (15 % + 60 % de 20 %). Pour les génisses la part du fumier représente 80 % et le lisier 20 %. Cependant, cette estimation ne peut s'appliquer à l'ensemble des déjections produites à l'échelle du département. On peut en effet considérer que la part du lisier est plus importante du fait que les logements de type lisier sont plus récents et hébergent un plus grand nombre d'animaux que les étables entravées.

En 2011, lors du lancement de l'opération collective Loue-Lison, une estimation plus précise des quantités de déjections produites par les 603 exploitations d'élevage a été réalisée. Sur la base de cette estimation et de la teneur en azote de chaque type de déjection, **on peut estimer que 70 % de l'azote est épandu dans ce territoire sous forme de fumier et 30 % sous forme liquide (20 % sous forme de lisier, 8 % sous forme de purin et 2 % sous forme d'eaux vertes et blanches). Compte-tenu des teneurs en eau des différents effluents, 38 % des volumes des effluents sont épandus sous forme solide (fumier) et 62 % sous forme liquide (18 % sous forme de lisier, 25 % sous forme de purin et 19 % sous forme d'eaux vertes et blanches).**



7.4.7. Azote et phosphore provenant des boues de station d'épuration épandues dans le Doubs dans la zone d'étude NUTRI-Karst

Les données concernant les épandages de boues de station d'épuration sont issues du suivi réalisé par la Chambre Interdépartementale d'Agriculture Doubs Territoire de Belfort. Les dernières données disponibles et représentatives sont celles de l'année 2019 car à partir de 2020, en raison de la survenue du COVID-19, de nombreuses boues de station d'épuration n'ont pas été épandues en agriculture. En 2019, pour l'ensemble du département du Doubs, 586 parcelles chez 247 agriculteurs ont reçu des boues issues de stations d'épuration provenant de collectivités, de fromageries ou mixtes, pour un total d'environ 3547 ha épandu (1,2 % de la SAU du Doubs). Les quantités d'azote et de phosphore présentes dans ces boues d'épuration épandues en agriculture sont connues par les analyses réalisées par les gestionnaires des stations d'épuration. La destination des boues est également connue du fait de la traçabilité imposée par la réglementation. Ces quantités ont été calculées et sont présentées par canton, pour les cantons de l'étude NUTRI-Karst, dans la Figure 101 ci-dessous.

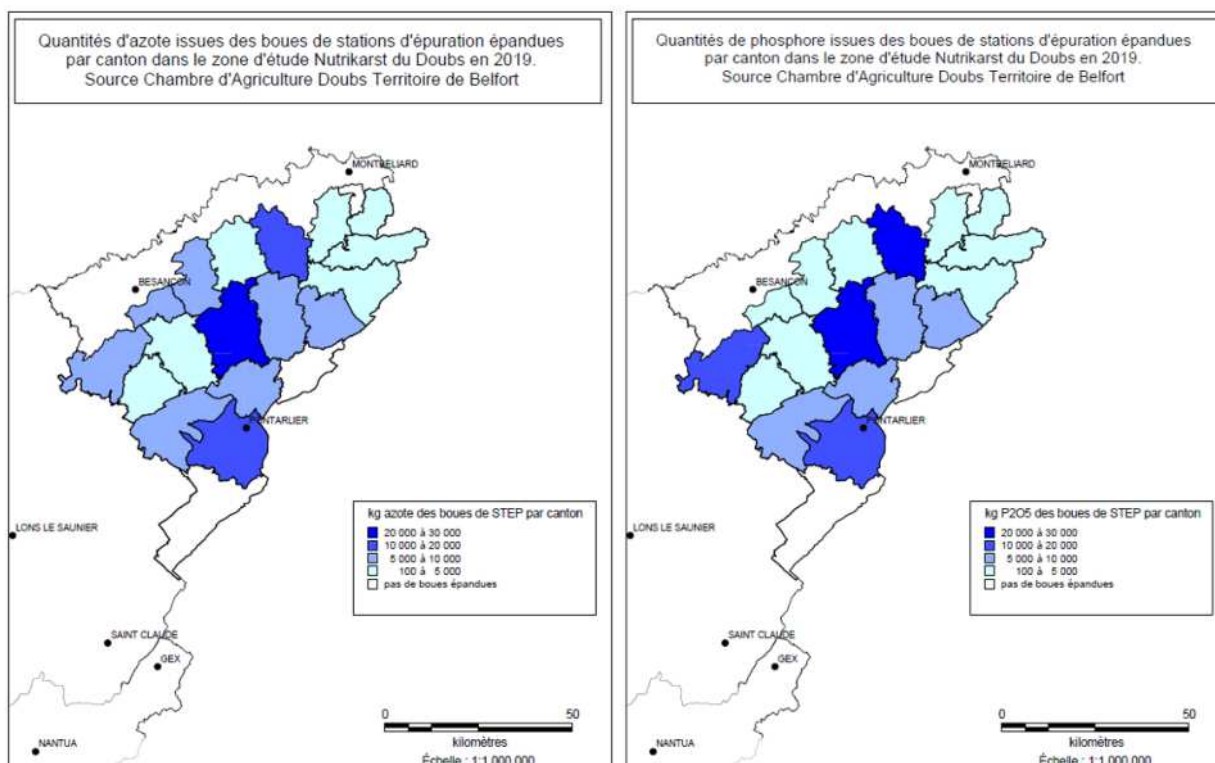


Figure 101 - Quantités d'azote et de phosphore issues des boues de station d'épuration et épanchées dans les cantons du Doubs de la zone d'étude NUTRI-Karst en 2019. Source Chambre interdépartementale d'Agriculture Doubs-Territoire de Belfort

Au total, 124 175 kg d'azote et 122 433 kg de P₂O₅ ont été épanchés sur des parcelles agricoles dans les cantons du Doubs appartenant à la zone d'étude NUTRI-Karst en 2019. Trois cantons n'ont pas d'épandage de boues : Morteau, Mouthe et Valentigney. A Morteau la communauté de communes envoie les boues en incinération en Suisse et pratique également le compostage avec exportation des boues. Dans le canton de Mouthe les boues sont compostées et exportées. Pour Valentigney il n'y a pas de station d'épuration, les eaux usées sont envoyées et traitées dans l'une des quatre stations d'épuration de Pays de Montbéliard Agglomération. **Comparées aux quantités d'azote et de phosphore issues du cheptel bovin, ces quantités sont très faibles et ne représentent que 0,9 % de l'azote et 2,2 % du phosphore provenant des bovins.** A noter qu'une part importante des boues issues des stations d'épuration du Doubs est épanchée en zone basse ou dans les départements limitrophes. Seuls 54 % de l'azote des boues du Doubs et 47 % du phosphore des boues du Doubs sont épanchés dans les cantons du Doubs appartenant à la zone d'étude NUTRI-Karst. Le détail des données disponibles par canton figure à l'annexe 10.

7.4.8. Part relative des différentes sources d'azote et de phosphore d'origine agricole dans le Doubs

Les pressions agricoles en azote et en phosphore épanchées sur les parcelles agricoles du territoire ont des origines diverses qui ont été détaillées dans les chapitres précédents : cheptel bovin, porcins, volailles, boues de station d'épuration et engrais de synthèse. Toutes les données ne sont pas toujours disponibles de façon exhaustive sur l'ensemble de la zone d'étude NUTRI-

Karst. Elles sont cependant relativement complètes pour la partie de la zone d'étude située dans le département du Doubs en 2019 ou en 2020. Elles permettent de refléter la part relative des différentes pressions agricoles en azote et en phosphore dans le Doubs. La répartition des différentes sources agricoles d'azote et de phosphore pour le Jura est probablement très proche de celle du Doubs. Les données sont présentées dans la Figure 102. Ne sont pas comptabilisées dans ce calcul les rejets dans le milieu des eaux après traitement provenant des stations d'épuration. Ce point est abordé par la suite dans le Chapitre 8.

Azote N	Azote		Phosphore	
	Tonnes N	kg N/ha SAU	Tonnes P2O5	kg P2O5 /ha SAU
Bovins 2020 (SPIE)	14 335	78,4	5 541	30,3
Volailles 2010 (RGA)	116	0,6	121	0,7
Porcins 2020 (Interporc)	328	1,8	230	1,3
Boues 2019 (CIA25/90)	124	0,7	122	0,7
Engrais 2019 (UNIFA)	4 056	22,2	1 120	6,1
Total	18 959	104	7 134	39

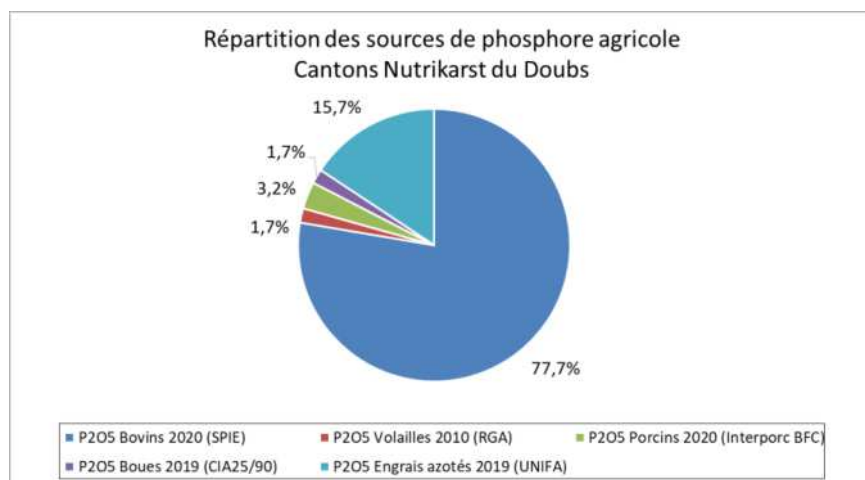
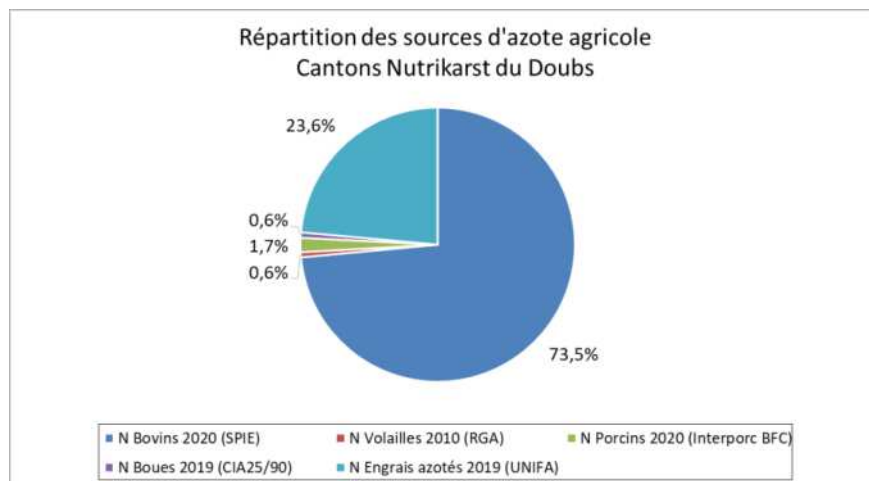


Figure 102 - Part relative des sources d'azote et de phosphore dans la zone d'étude NUTRI-Karst du Doubs en 2019 ou 2020 pour les bovins, les porcins, les boues de station d'épuration et les engrais de synthèse et en 2010 pour les volailles

L'azote du cheptel bovin représente près des trois quart de l'azote total et les engrais azotés de synthèse représentent pratiquement le quart restant. Les autres sources (volailles, cheptel porcin et boues de station d'épuration) représentent moins de 3 % de la pression azotée sur le territoire. En ce qui concerne le phosphore, le cheptel bovin représente 77,7 % des origines du phosphore et les engrais de synthèse 15,7 %. Les autres sources de phosphore ne représentent qu'environ 6 %.

Le raisonnement et l'optimisation de la fertilisation dans les exploitations d'élevage bovin sur le massif du Jura constitue le levier d'action principal pour limiter l'impact de l'agriculture sur la qualité de l'eau.

Depuis une trentaine d'années des progrès considérables ont été réalisés en matière de gestion des effluents (mises aux normes, matériel d'épandage,...) qui s'est traduit par une diminution drastique des livraisons d'engrais NPK (voir Section 7.4.6).

Une meilleure valorisation des effluents d'élevage est cependant encore possible (dates et doses d'apport, analyses agronomiques, matériel d'épandage, conditions d'épandage,...) et une meilleure prise en compte des outils de diagnostic de la fertilité des parcelles (analyses foliaires iP iK, observation des sols, suivi de l'état calcique,...) doit permettre de limiter encore le recours aux engrais de synthèse. L'encadrement des pratiques de fertilisation organique et minérale, actuellement en cours de renforcement dans les trois principales AOP du massif du Jura, va dans ce sens.

Ce constat élaboré avec les données exhaustives du Doubs peut être extrapolé dans le Jura et l'Ain où il manque les pressions en azote et phosphore provenant des porcins (pour l'Ain) et des boues de station d'épuration (pour le Jura et l'Ain). Le cheptel bovin et les engrais minéraux représentent sur l'ensemble du massif du Jura la quasi-totalité des pressions en azote et en phosphore exogènes reçues par les surfaces, hors rejets dans le milieu des eaux issues du traitement des eaux usées des stations d'épuration.

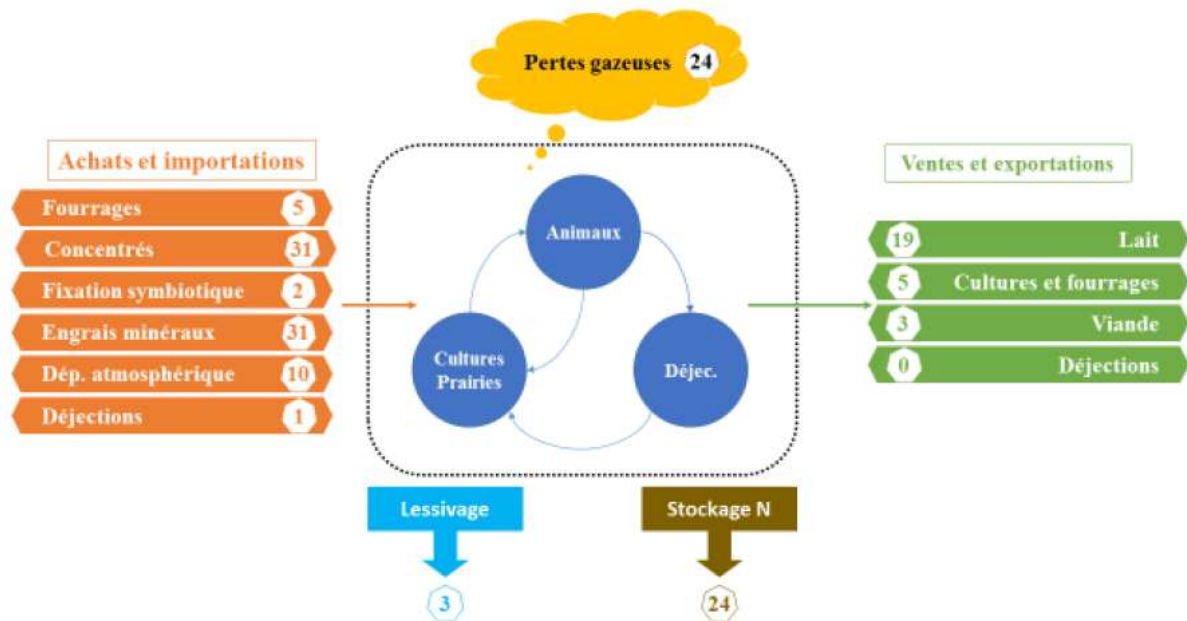
Les quantités d'azote et de phosphore épandues sur les surfaces agricoles selon leur origine (bovins, engrais, porcs, volailles, boues de STEP) sont présentées en détail à l'échelle cantonale pour les trois départements pour l'année la plus récente disponible en Annexe 1.11 et 1.12.

En ce qui concerne l'azote, il est important de rappeler que la minéralisation naturelle de la matière organique des sols agricoles produit des quantités d'azote (N-NO₃) de plusieurs dizaines de kilo par ha et par an, pouvant dépasser la centaine de kilo dans le cas des prairies (François et al., 2003). Ces quantités d'azote issues de la minéralisation naturelle des sols sont proportionnelles à la teneur en matière organique des sols (liée au type d'occupation du sol et à la fréquence d'apport de fertilisants organiques) et varient selon les conditions pédo-climatiques. Différentes études tendent à montrer une augmentation des fournitures en azote des sols par la minéralisation de la matière organique à la suite d'aléas climatiques et plus généralement dans un contexte de réchauffement climatique global (Klaus et al., 2020 ; Scholefield et al., 1993).

A noter que les retombées atmosphériques d'azote représentent en France environ 5 à 15 kg N/ha/an (Le Gall et al. 2016). Il n'est pas possible de quantifier précisément ces retombées sur le massif du Jura et de connaître la variabilité de ces apports selon les zones du territoire. Par ailleurs, les actions qu'il serait possibles de mettre en œuvre pour les limiter ne se raisonnent pas à l'échelle du massif du Jura contrairement aux autres sources d'azote présentées dans ce

chapitre. Rappelons également que les pertes atmosphériques d'azote issues des élevages, qui peuvent représenter jusqu'à 30 % de l'azote (Peyraud et al., 2012), n'ont pas été déduites des entrées d'azote sur le massif du Jura. On peut donc considérer que les chiffres présentés maximisent les apports azotés sur les parcelles agricoles.

Différentes méthodes de quantification des flux d'azote agricole peuvent être utilisées : à l'échelle de la parcelle, du parcellaire, de l'exploitation agricole dans sa globalité,... (Peyraud J.-L. et al 2012). Le bilan apparent des minéraux est une approche globale développée par Idele- Institut de l'Élevage et les Chambres d'Agriculture. Il est notamment utilisé dans le cadre du suivi des fermes de références Inosys. Le bilan apparent des minéraux quantifie à l'échelle de l'exploitation l'ensemble des entrées et des sorties d'azote, ainsi que les pertes dans le milieu (air et eau) et le stockage dans le sol. Le schéma de la Figure 103 représente le bilan global et les flux d'azote d'une exploitation type élevage laitier en zone de montagne avec une alimentation à base d'herbe. Les données sont issues d'une synthèse des références 2009-2013 des exploitations du réseau de la catégorie « herbe montagne » (Foray et al. 2017, Figure 103). Ce bilan permet de constater qu'à l'échelle de l'exploitation, les sorties d'azote se font majoritairement sous forme de productions agricoles (lait, viande, céréales et fourrages vendus), sous forme de pertes gazeuses et sous forme de stockage dans le sol. Les pertes annuelles d'azote par lessivage, du fait de l'occupation permanente du sol en prairie sont faibles en moyenne, de l'ordre de 5 à 15 kg(N)/ha. Cet ordre de grandeur est confirmé par différentes études locales (Charlier et al 2020, Badot et al 2018). A l'échelle de la parcelle, les pertes par lessivage peuvent cependant être plus importantes selon les pratiques agricoles et les conditions climatiques.



Bilan Entrée - Sortie

Entrées = 80

Sorties = 28

Bilan = 52

Efficience = 43%

Figure 103 - Flux d'azote moyens (en kgN/ha SAU/an) et bilans d'azote pour le système laitier « herbe-montagne » - données Inosys Réseau d'Élevage, 2009-2013 (Foray et al. 2017)

La mise en perspective des évolutions du cheptel bovin avec la dynamique de la filière laitière (volume de lait transformé, prix du lait, valorisation en AOP,...) fait l'objet d'un chapitre détaillé dans le rapport complet de la Chambre d'Agriculture (Tourenne, 2022).

7.5. CARACTERISATION DES SOLS DE LA ZONE D'ETUDE NUTRI-KARST DANS LE DOUBS ET LE JURA

Les sols agricoles de la zone d'étude NUTRI-Karst peuvent être décrits en utilisant la carte établie à l'échelle de la Franche-Comté en 1999 (Figure 104 et Figure 105) par le Groupement Régional Agronomie Pédologie GRAP (François et al, 1999). Cette carte a été établie à partir de secteurs de référence cartographiés sur le terrain et d'une interprétation pédologique et topographique de la carte géologique. On distingue trois grandes catégories de sols : les sols aérés situés préférentiellement sur roche calcaire dont la profondeur permet de distinguer trois sous-catégories, les sols de versant présentant une pente forte et les sols hydromorphes situés généralement sur géologie marneuse. Les premiers sont filtrants et associés à des écoulements diffus gravitaires vers le sous-sol et le karst, avec une rapidité des transferts liés à la profondeur du sol et à la nature du couvert. Les sols de versant sont situés en zone d'éboulis dans les vallées qui entaillent le massif du Jura. Lorsqu'ils ne sont pas boisés, ils sont généralement occupés par des prairies, des vergers ou des vignes. Les sols hydromorphes sont relativement imperméables avec des écoulements sous forme de ruissellement vers les points bas du paysage : cours d'eau, gouffres ou dolines. Sur la base de cette cartographie des sols de Franche-Comté, les tableaux et graphiques suivants présentent la répartition des sols dans la zone d'étude NUTRI-Karst dans le Doubs et le Jura.

Régions agricoles NUTRI-Karst Doubs	Sols aérés profonds >35 cm (ha)	Sols aérés superficiels 20 à 35 cm (ha)	Sols très superficiels < 20cm (ha)	Sols de versant (ha)	Sols hydromorphes (ha)
1er Plateau et zone basse	16311	24580	3323	2984	8076
Plateau moyen	8431	28723	3095	2491	4679
Plateau supérieur	6437	41638	4206	2395	11241
Montagne	90	6647	188	856	2410
Total NUTRI-Karst Doubs	31268	101588	10812	8725	26406

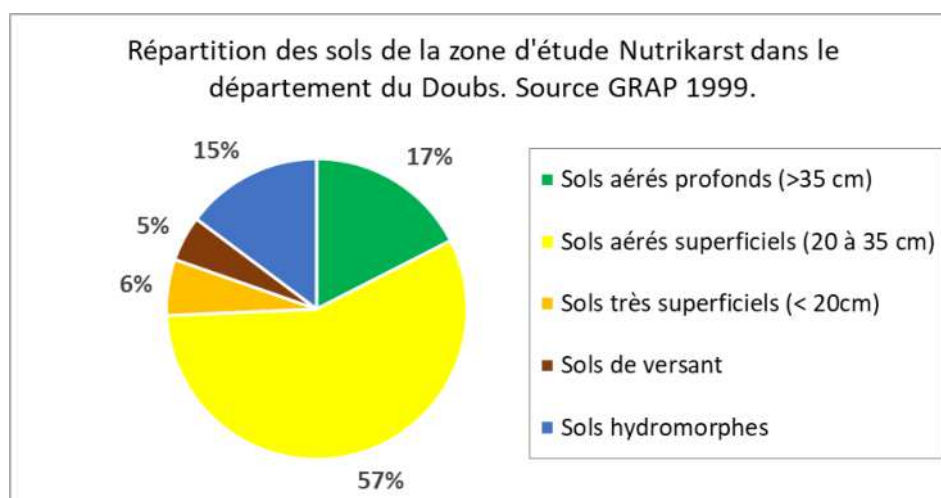


Figure 104 - Répartition en ha (tableau) et en pourcentage (camembert) des grandes catégories de sol dans la zone d'étude NUTRI-Karst du Doubs (selon GRAP 1999)

Régions agricoles NUTRI-Karst Jura	Sols aérés profonds >35 cm (ha)	Sols aérés superficiels 20 à 35 cm (ha)	Sols très superficiels < 20cm (ha)	Sols de versant (ha)	Sols hydromorphes (ha)
1er Plateau et zone basse	4454	15758	1393	6128	16473
Plateau moyen	798	26231	3466	2049	9235
Plateau supérieur	300	9236	0	735	3170
Montagne	0	5247	1949	1926	1651
Total NUTRI-Karst Jura	5552	56472	6808	10838	30529

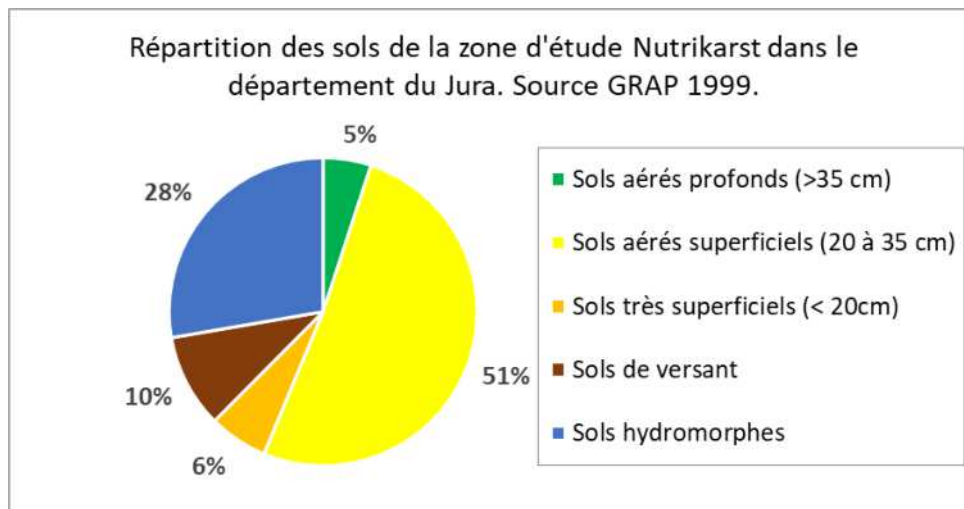


Figure 105 - Répartition en ha (tableau) et en pourcentage (camembert) des grandes catégories de sol dans la zone d'étude NUTRI-Karst du Jura (selon GRAP 1999)

Dans la zone d'étude NUTRI-Karst du département du Doubs, 80 % des sols sont des aérés. Les sols aérés superficiels (20 à 35 cm de profondeur) dominent avec 57 % du total des sols. Les sols aérés profonds (> 35 cm) représentent 17 % et les sols très superficiels (< 20 cm) ne représentent que 6 % des sols. Les sols hydromorphes représentent 15 % des sols. Enfin, les sols de versant représentent 5 % du total des sols.

Dans la zone d'étude NUTRI-Karst du département du Jura, 62 % des sols sont des aérés. Comme dans le Doubs, les sols aérés superficiels (20 à 35 cm de profondeur) dominent avec 51 % du total des sols. Les sols aérés profonds (> 35 cm) ne représentent que 5 % et les sols très superficiels (< 20 cm) 6 % des sols. Les sols hydromorphes sont plus présents que dans le Doubs avec 28 % du total des sols. Le reste des sols est constitué des sols de versant (10%).

La cartographie des catégories de sols dans la zone d'étude NUTRI-Karst dans le Doubs et le Jura sont représentées dans les Figure 106 et Figure 107.

En ce qui concerne les caractéristiques physico-chimiques des sols présents dans la zone d'étude NUTRI-Karst, il est possible d'en faire l'analyse à partir des données issues de la BDAT (Base de Données d'Analyses de Terre) disponibles à l'échelle cantonale entre 1990 et 2014. L'évolution des propriétés physico-chimiques des sols des cantons de l'étude NUTRI-Karst fait l'objet d'un chapitre spécifique dans l'étude détaillée de la Chambre d'Agriculture.

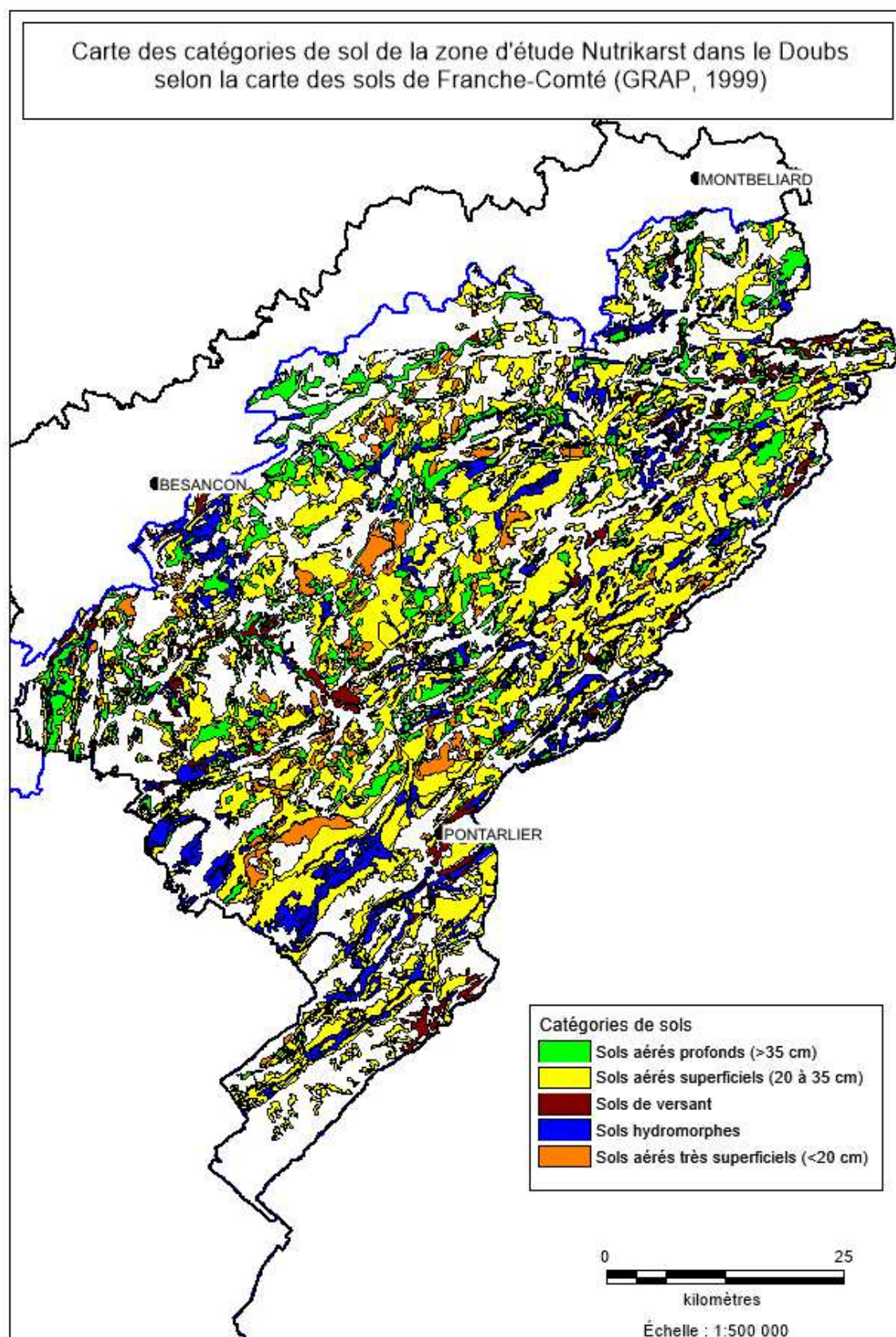


Figure 106 - Carte des catégories de sol de la zone d'étude NUTRI-Karst dans le Doubs (selon GRAP, 1999)

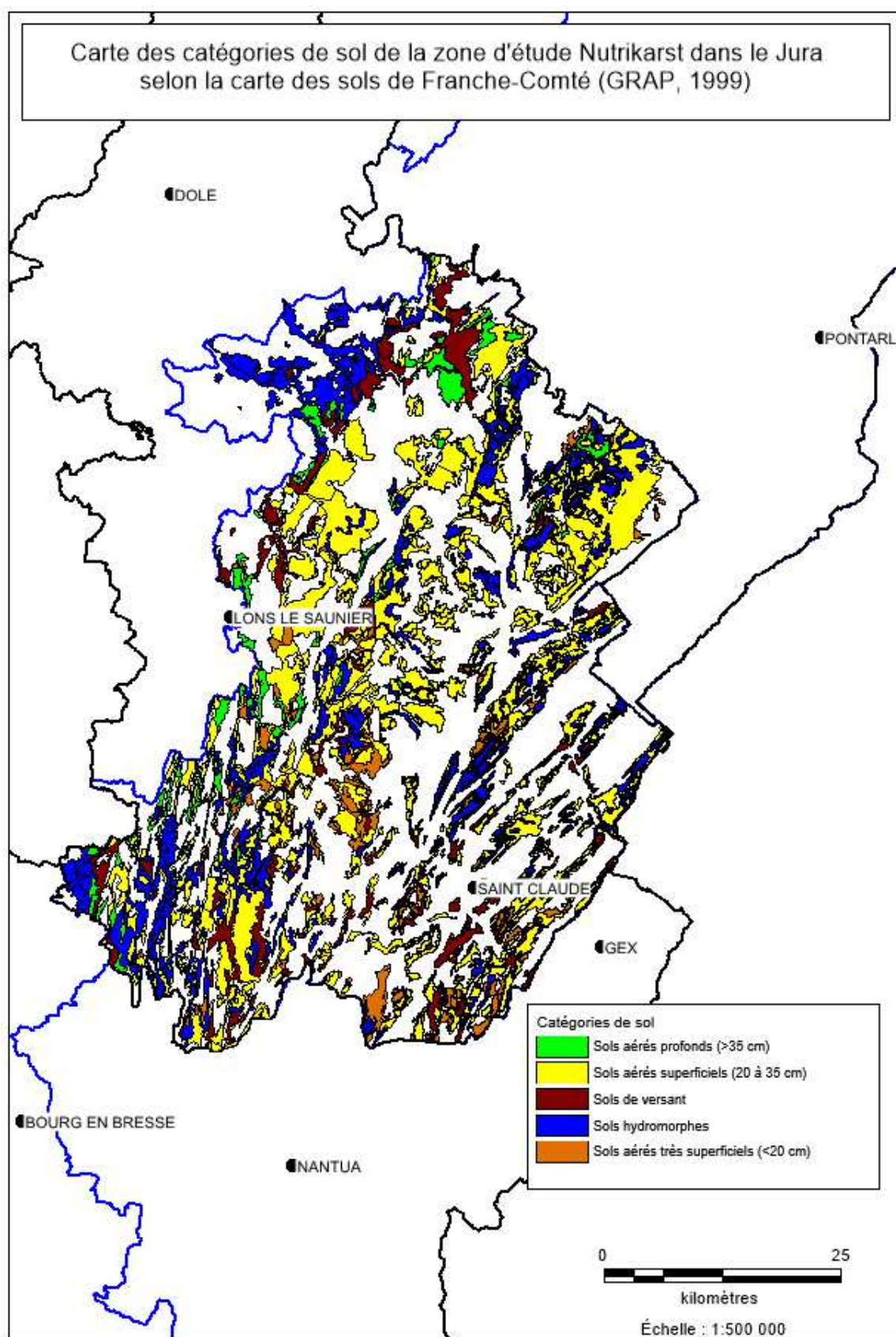


Figure 107 - Carte des catégories de sol de la zone d'étude NUTRI-Karst dans le Jura (selon GRAP, 1999)

7.6. SYNTHÈSE

Cette synthèse met en lumière le paradoxe jurassien sur ses atouts, progrès et faiblesses.

Les prairies représentent l'occupation du sol ultra-majoritaire de la zone d'étude NUTRI-Karst, en particulier les prairies permanentes (80 % de la surface agricole) qui se situent loin devant les prairies temporaires (10 %). Les surfaces en culture n'ont pratiquement jamais dépassé 10 % de l'occupation des surfaces agricoles depuis les années 1970. Il n'a pas été constaté d'augmentation récente de la part des cultures ou des prairies temporaires ces dernières années. Cette occupation du sol qui n'a pas évolué depuis 50 ans, est liée à l'adaptation des prairies au contexte pédoclimatique et au dynamisme de la filière laitière locale. De toutes les occupations agricoles des sols, les prairies sont considérées comme les surfaces qui génèrent le moins d'impact sur le milieu du fait de la limitation de l'usage des intrants et de la couverture permanente des sols (Gascuel et al., 2008) ; pertes annuelles moyennes estimées entre 5 à 15 kg/ha, hors aléas climatiques et pratiques agricoles inadaptées). Elles stockent également des quantités de carbone plus importantes que les sols cultivés.

Le cheptel bovin, dominé par les vaches laitières et les génisses, a très peu évolué sur le massif du Jura depuis 40 ans. Durant la période des quotas laitiers (1984 à 2015) le cheptel bovin et la production laitière sont restés relativement stables. Après une diminution régulière du cheptel bovin entre 2000 et 2012, l'augmentation récente des effectifs bovins ne permet pas d'atteindre les effectifs présents avant 2000. Depuis les récentes canicules, on observe une diminution du nombre de génisses mais un maintien du nombre de vaches laitières pour assurer la production de lait dans un contexte de prix particulièrement favorable.

La fertilisation minérale des prairies sous forme d'engrais minéraux de synthèse (environ 20 kg N/ha) est par ailleurs largement inférieure à la moyenne française (environ 40 kg N/ha) du fait des cahiers des charges des AOP fromagères (Agreste N°6, Juin 2020). Contrairement à d'autres régions agricoles en polyculture-élevage, les apports organiques provenant du cheptel bovin sont très majoritairement, et souvent exclusivement destinés aux prairies qui sont souvent la seule occupation du sol de l'exploitation. En moyenne les prairies du massif du Jura reçoivent 80 kg N/ha sous forme d'effluents. Cette quantité se répartissant environ pour moitié entre l'azote épandu sous forme liquide ou solide et l'azote restitué au pâturage. Les autres sources d'azote, à l'échelle de la zone d'étude NUTRI-Karst, sont très minoritaires (3 kg N/ha en cumulé pour l'azote provenant des volailles, des porcs et des boues de station d'épuration). A noter que les retombées atmosphériques d'azote représentent en France environ 5 à 15 kg N/ha/an (Le Gall et al. 2016).

L'azote du cheptel bovin constitue donc la source principale d'azote exogène, devant la fertilisation minérale. Ce sont les deux leviers principaux sur lesquels il est toujours nécessaire d'agir, en particulier dans un contexte de changement climatique.

Les éleveurs ont massivement mis aux normes leurs bâtiments et leurs capacités de stockage des effluents d'élevage depuis le milieu des années 90, limitant drastiquement les volumes épandus en période hivernale. Ces mises aux normes se sont accompagnées par le développement des systèmes lisier qui restent cependant minoritaires. L'azote épandu sous forme de lisier représente environ 20 à 25 % du total de l'azote organique épandu. Parallèlement à ces mises aux normes et à une meilleure prise en compte et valorisation des effluents d'élevage, on constate une diminution de la vente des engrais minéraux de synthèse (-50 % pour l'azote depuis le début des années 2000, -80 % pour le phosphore et la potasse depuis le début des années 90). L'amélioration des matériels et techniques d'épandage et l'optimisation des dates d'apport (notamment seuil des 200°C jours en sortie d'hiver) ont également permis de mieux répartir les effluents d'élevage sur les parcelles et de mieux contrôler les doses épandues.

La généralisation des plans d'épandage dans les exploitations a également permis de limiter les risques de transferts de fertilisants vers les eaux superficielles et souterraines.

8. Nutriments

L'eutrophisation est un des processus de dégradation des rivières, conséquence d'apports trop importants en nutriments (azote et phosphore). Parmi les substances d'origine anthropique détectées dans les eaux, l'azote sous forme de nitrate est sans aucun doute l'un des paramètres les mieux suivis de manière régulière et historique. Ce chapitre retrace ainsi les évolutions sur le long terme des exportations d'azote (et dans une moindre mesure de phosphore) par les rivières. A l'échelle des bassins versants du massif du Jura, elles sont comparées aux évolutions des rejets issus des différentes activités anthropiques, qu'elles soient agricoles, domestiques ou industrielles.

8.1. CYCLE DE L'AZOTE EN MILIEU KARSTIQUE CULTIVE

8.1.1. A l'interface sols-plante-atmosphère

Le cycle de l'azote (Figure 108) est un cycle biogéochimique qui décrit la succession des modifications et transformation subies par les différentes formes de l'azote neutre en formes réactives (diazote, nitrate, nitrite, ammoniac, azote organique). Dans le système sol/plante, le cycle de l'azote est déterminé par un ensemble de processus physicochimiques et biologiques qui interagissent de manière complexe⁷.

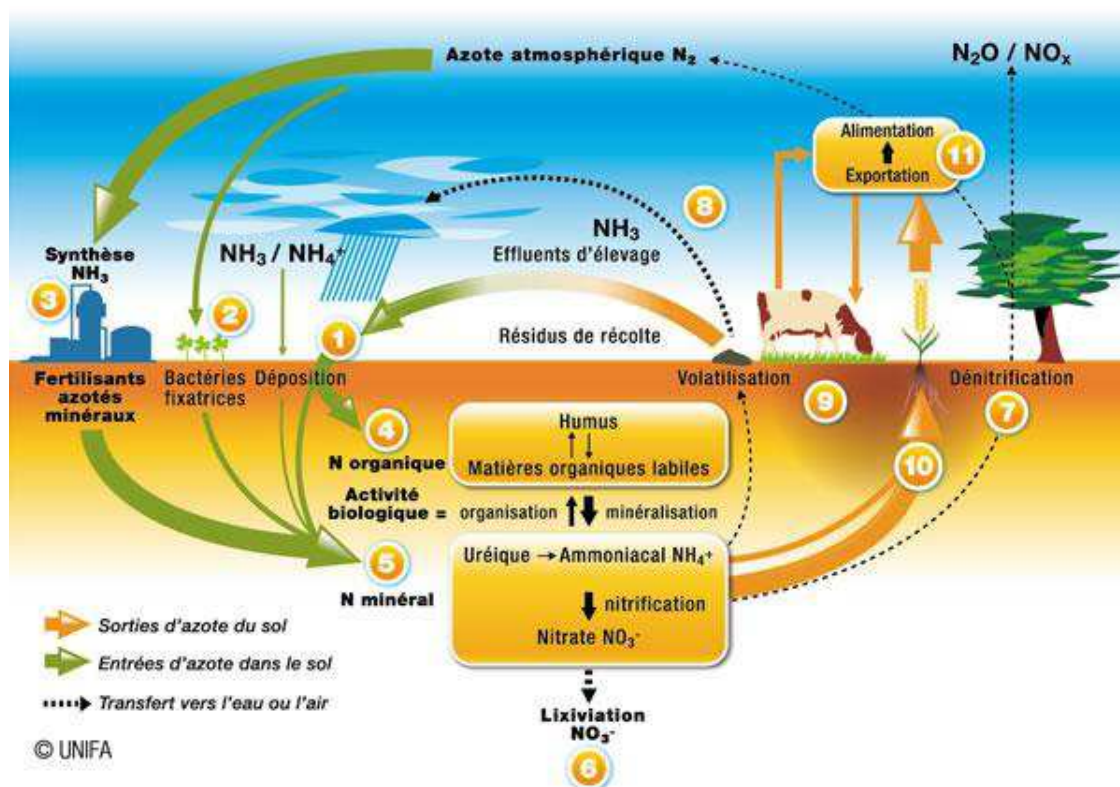


Figure 108 - Le cycle de l'azote à l'échelle de la parcelle agricole (source UNIFA)

⁷ La description du cycle de l'azote présenté dans cette section s'inspire du mémoire de fin d'études de M. Vieille (2016)

Les transformations de l'azote dans le sol ont majoritairement lieu sous le contrôle de micro-organismes dans les couches superficielles du sol, c'est-à-dire dans la couche travaillée pour les sols agricoles. Les entrées d'azote en zone agricole se font principalement via les fertilisations par les engrais de synthèse (*n°3* sur Figure 108) et les apports de matière organique issue des élevages ou des activités anthropiques (*n°1*). L'entrée d'azote dans le système se fait également par déposition atmosphérique et par fixation d'azote atmosphérique (*n°2*). Elle est réalisée par plusieurs types de micro-organismes procaryotes très spécifiques qui sont libres dans le sol ou associés de manière symbiotique à des légumineuses.

L'azote est présent dans le sol sous différentes formes : organique (*n°4*), minérale (*n°5*) et gazeuse. L'azote organique représente la forme majoritaire (95%). Il s'élève en moyenne de 3 à 5 tonnes par hectare pour l'horizon labouré (Nicolardot et al, 1996). Il s'agit d'azote présent dans la biomasse microbienne (100-400 kg N/ha), dans les résidus de récoltes (20-100 kg N/ha) ainsi que de fractions d'azote organique stable difficilement décomposable (2000-3000 kg N/ha) et labile (1000-2000 kg N/ha) (Turpin et al. 1997).

L'azote minéral est présent dans le sol sous formes d'ammonium, de nitrite et de nitrate. Il ne représente que quelques dizaines de kilogrammes par hectare hors périodes d'apports de fertilisants, sa taille étant variable au cours de l'année (Nicolardot et al, 1996). Les quantités respectives de ces différentes formes découlent d'un certain nombre de transformations physico-chimiques et biologiques. La dégradation de la matière organique par les micro-organismes peut conduire soit à la libération (minéralisation), soit à la consommation d'azote minéral (organisation) selon les caractéristiques de la matière dégradée, et en particulier de son rapport C/N. Les équilibres entre minéralisation et organisation sont modifiés par les pratiques culturales, comme le travail du sol qui favorise par exemple la minéralisation par une meilleure oxygénation du sol (Schvartz et al, 2005). Les ions ammonium produits par minéralisation sont transformés en azote sous forme d'ions nitrates par nitrification (nitritation puis nitratisation). Ces processus sont contrôlés par la présence de dioxygène (aérobiose), le pH et la température. Les pics de minéralisation ont ainsi principalement lieu au printemps et en automne (Jego, 2008). En conditions défavorables, la nitrification est le processus limitant, ce qui peut conduire à l'accumulation d'azote ammoniacal dans le sol. Pour un horizon labouré, la minéralisation peut libérer de 40 à 80 kg N/an (Schvartz et al, 2005) mais cette quantité peut représenter plus d'une centaine de kg N/ha dans les parcelles en prairie (François et al. 2003) du fait de leur teneur en matière organique et des apports réguliers d'effluents d'élevage voire dépasser les 200 kg N/ha/an au cours des premières années qui suivent un retournement de prairie (Laurent F. 2004).

Les racines des plantes, prairies (*n°9*) et cultures (*n°10*) prélèvent de l'azote dans le sol majoritairement sous forme de nitrates et d'ammonium. La cinétique d'absorption des plantes varie en fonction du stade végétatif et selon les espèces (Turpin et al, 1997). La dénitrification transforme l'azote sous forme d'ions nitrates en nitrites puis en composés gazeux par respiration anaérobie (*n°7*). Les pertes par dénitrification sont en général faibles dans des sols cultivés bien drainés et en absence d'apports organiques extérieurs (0 à 20 kg N/ha/an). Une partie de l'azote du système peut également être perdue par volatilisation d'ammoniac à partir des ions ammonium du sol (*n°8*). Ces pertes sont très variables puisqu'étroitement liées aux conditions pédoclimatiques (Schvartz et al, 2005).

Des pertes d'azote minéral peuvent enfin se produire par transport. L'ammonium est relativement immobile et les nitrites sont normalement rapidement oxydés (Beaujouan, 2001). Le nitrate, forme la plus soluble, peut être entraîné par l'eau de ruissellement et les eaux d'infiltration dans le sol. Il peut être transporté par l'eau drainée jusqu'à arriver en dehors de la zone où les racines peuvent le prélever : il y a alors lixiviation (ou lessivage) des nitrates (*n°6*). Elle se produit principalement quand les niveaux de nitrates dans le sol sont élevés et que le drainage est important, c'est-à-dire principalement de l'automne jusqu'au début du printemps (Jego, 2008). Elle a généralement

lieu en deux phases. Elle augmente tout d'abord fortement avec le temps en automne : on parle d'effet chasse du nitrate présent dans le sol. Puis, elle emporte l'azote minéralisé au cours de la période hivernale de manière relativement constante (Simon et Lecorre, 1992). L'importance de ce processus et des flux engendrés dépendent de la quantité d'eau drainée et de la quantité de nitrates présents dans le sol lors du drainage (Cameron & Haynes, 1986). Dans le cas des systèmes karstiques, la part des eaux de ruissellement est faible et l'essentiel du lessivage se fait en profondeur directement vers la zone saturée des karsts, drainée par les sources et les rivières.

L'agriculture modifie donc le cycle de l'azote dans le système sol/plante à plusieurs niveaux. Les apports de fertilisants minéraux, les épandages organiques et les restitutions par le troupeau au pâturage constituent d'importantes entrées d'azote. Dans les prairies, la minéralisation de l'humus du sol peut représenter des quantités supérieures ou égales aux apports agricoles. L'exportation d'azote dans les récoltes (cultures, prairies, pâturage) diminue la quantité d'azote recyclée à l'intérieur du système (n°11). Les pratiques agricoles influencent également les processus impliqués dans le cycle de l'azote en agissant sur tout ou partie des facteurs du milieu qui les contrôlent.

8.1.2. Du sol vers l'exutoire karstiques

La pollution par l'azote des eaux en zone karstique est largement rapportée dans la littérature, mais la description des processus en jeu reste encore lacunaire, rendant difficile la proposition d'un schéma simple et générique du transfert de l'azote dans les hydrosystèmes karstiques.

Dans le karst, le lessivage des flux d'azote des systèmes agricoles vers les eaux souterraines se produit à partir d'infiltrations localisées au niveau de zones de stockages sur des sites d'infiltration préférentielle (doline, pertes de rivière) ou à partir d'infiltrations diffuses provenant des sols. L'azote réactif, une fois lessivé contamine les eaux souterraines sous de nombreuses formes telles que nitrates, nitrites, ammonium et azote organique (Huebsch et al., 2013). Cependant, le nitrate constitue la forme d'azote la plus dominante que l'on rencontre dans les systèmes karstiques en raison de sa grande solubilité et sa forte mobilité (Böhlke, 2002). Les travaux de Huebsch et al. (2014) montrent les différents cas de dilution et mobilisation observés à l'exutoire des systèmes karstiques (Figure 109). Selon les cas, les périodes de lessivage peuvent être associées à une dilution ou à un accroissement des teneurs. C'est la variabilité spatio-temporelle des pratiques agricoles associée à la complexité des processus de transfert qui explique ces réponses contrastées au sein d'un même hydrosystème.

Plusieurs auteurs ont discuté du lien entre les pratiques agricoles, les conditions hydrologiques et la disponibilité de l'azote (Andrade et Stigter, 2009; Badruzzaman et al., 2012; Kaçaroglu, 1999). De plus, même si les pratiques avec intrants sont responsables des excès d'azote dans les eaux de lessivage, la quantité apportée n'est pas toujours le paramètre le plus pertinent pour comprendre les périodes d'apparition et la quantité lessivée à l'exutoire (Liu et al., 2013; Oenema et al., 2012). Par exemple, la forme d'azote appliquée a une influence sur le processus de lessivage au cours de l'année. Les engrais azotés inorganiques sont d'une part, immédiatement disponibles pour la plante, mais d'autre part, fortement mobilisables par lessivage. Tandis que les engrais organiques fournissent une source plus constante de NO_3 pour la plante à long terme en raison des processus de minéralisation (Whitehead, 1995).

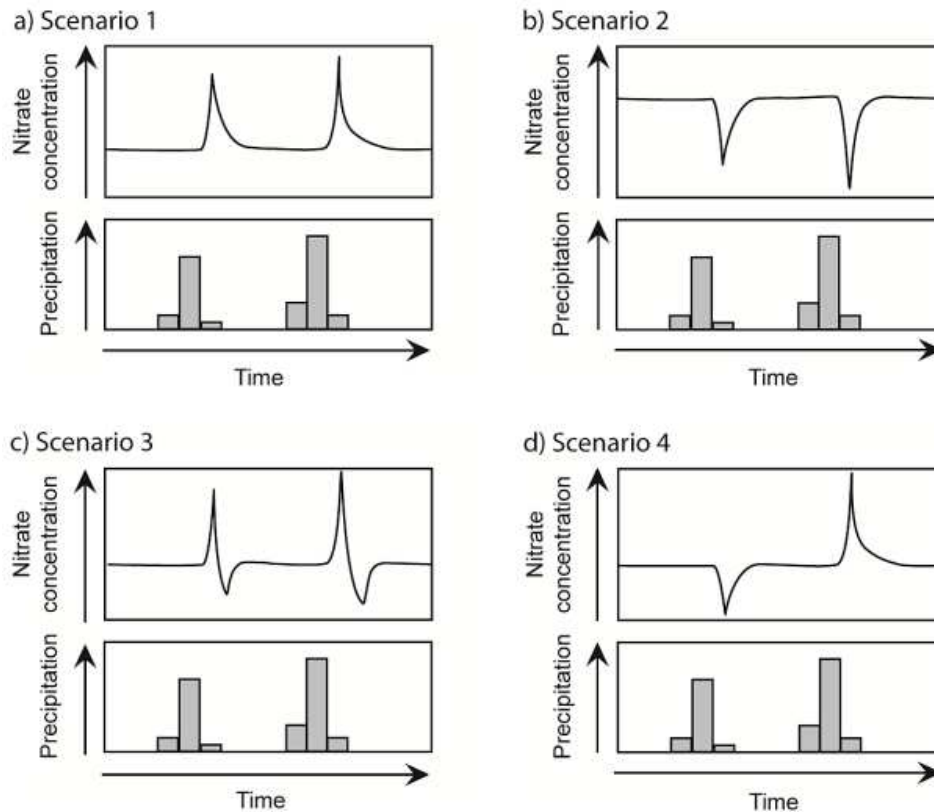


Figure 109 - Quatre cas d'étude de la réponse des nitrates suite à un épisode pluvieux : prédominance de (a) mobilisation ; (b) dilution ; (c) mobilisation et dilution durant un seul épisode ; (d) mobilisation et dilution durant un épisode multiple (Huebsch et al., 2014)

En plus des processus de mobilisation et de dilution lors des épisodes de recharge, les variations saisonnières doivent être prises en compte. La minéralisation de l'azote organique peut également conduire à un lessivage variable tout au long de l'année. Par exemple, Mudarra et al. (2012) expliquent l'augmentation de la mobilisation des NO_3 à l'exutoire des karsts en automne par une augmentation de l'activité microbienne du sol, qui est directement liée à une diminution de l'évaporation et à une augmentation de l'humidité du sol. En revanche, Panno et Kelly (2004) ont enregistré une tendance saisonnière avec les plus fortes concentrations de nitrates à la fin du printemps et en été, et les plus faibles en fin d'automne et en hiver. En comparant les concentrations d'azote organique et inorganique sur des bassins cultivés, Arheimer et Lidén (2000) montrent que les concentrations d'azote inorganique au niveau des sources sont plus basses pendant l'été et plus élevées pendant l'automne, alors que celles d'azote organique sont plus élevées en été que pendant le reste de l'année.

Dans les aquifères, les variations des concentrations des nutriments sont principalement contrôlées par les voies d'écoulements (Schilling et al., 2019; Zhang et al., 2021). Sur la base d'études récentes (Ford et al., 2019; Husic et al., 2019), on distingue dans le karst les voies d'écoulements rapides, intermédiaires et lentes (Figure 110). L'écoulement rapide reflète l'eau provenant des zones connectées aux conduits souterrains (dolines, pertes). L'écoulement intermédiaire reflète la recharge par les macropores du sol et les fractures de l'épikarst. L'écoulement lent reflète la recharge par percolation à travers la matrice fissurée à faible perméabilité. Ainsi, une source karstique fait converger des eaux ayant des temps de séjour très variables, allant de la dizaine d'heures (identifiable par traçage artificiel depuis un point d'infiltration en surface) jusqu'à la dizaine de mois, voire potentiellement plusieurs années, peu d'informations étant disponibles sur la dynamique de renouvellement de ces volumes capacitifs.

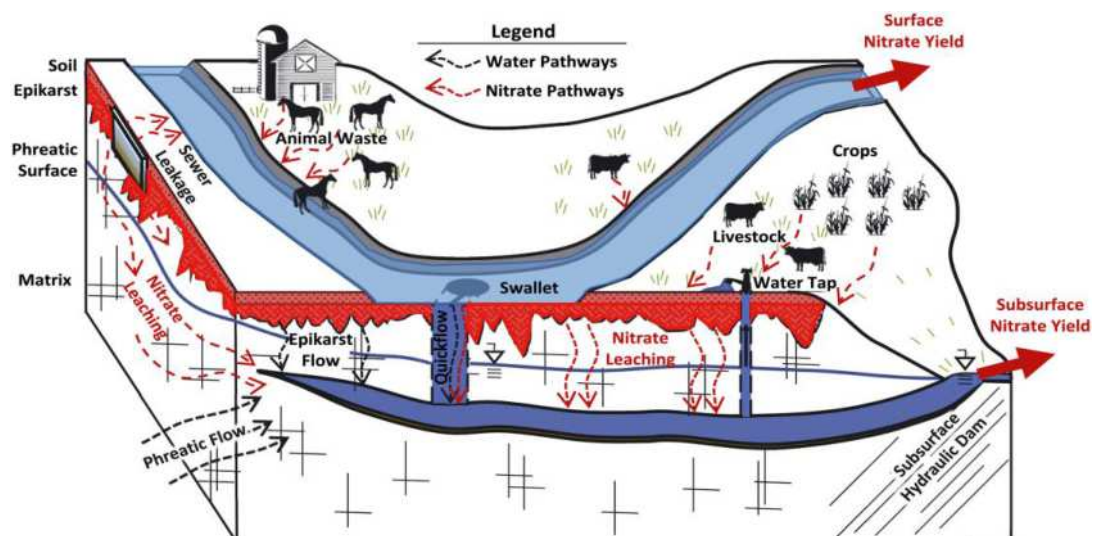


Figure 110 - Modèle conceptuel d'écoulement de l'eau et du NO_3^- dans un système karstique agricole (Husic et al., 2019)

8.2. DONNEES DISPONIBLES ET PROCEDURE D'EVALUATION DES FLUX A L'ECHELLE DES BASSINS

Cette section présente les données spatiales disponibles afin de délimiter les bassins sur lesquels sont calculés les flux annuels en nutriments sur la base des données temporelles (débit et concentration)

8.2.1. Données spatiales

a) Données collectées

Les données spatiales collectées sont recensées dans le Tableau 13.

Type de donnée	Base de données	Fournisseur	Emprise	Référence
Relief	BDAlti	IGN	Massif Jura	
Géologie	carte géologique 1/1 000 000 et 1/50 000	BRGM	Massif Jura	
Hydrologie / Hydrogéologie	BD CARTHAGE	IGN	Massif Jura	
	localisation des principales émergences et pertes	BSS, ADES	Massif Jura	
	Traçages artificiels	DREAL BFC	Doubs, Jura	https://cartes.ternum-bfc.fr/?config=apps/dreal-bourgogne-franche-comte/carte-eau.xml
	Limites des aquifères karstiques	BDLISA couche karst	Massif Jura	
	Limites des unités hydrologiques	DREAL/SPR	Bassin du Doubs	communication personnelle de Y. Cadet
	Limites des unités hydrogéologiques	BRGM	Bassin du Doubs	rapport BRGM/RP-69534-FR (Charlier, 2019)

Tableau 13 – Données spatiales collectées

b) Délimitation des bassins

Du fait du caractère karstique du massif du Jura, la limite du bassin au droit d'une station en rivière a été choisie comme la limite du bassin hydrogéologique. En effet, malgré la contribution du ruissellement de surface aux écoulements des cours d'eau lors des crues, nous avons considéré que les apports souterrains étaient préférentiels dans ce contexte et que leur prise en compte au détriment des écoulements de surface amenait moins d'incertitude sur la délimitation des masses d'eau. Une illustration de cette hypothèse peut se trouver dans l'étude Charlier (2019 – Rapport BRGM/RP-63844-FR) qui montre que le découpage hydrogéologique amène une plus grande homogénéité spatiale des débits spécifiques (sans valeurs aberrantes) en comparaison avec un découpage topographique.

Les bassins hydrogéologiques dans les zones karstiques sont définis sur la base des formations aquifères/aquicludes issues de la carte géologique 1/50000 (BRGM) et des axes de drainage souterrains prouvés par traçages artificiels (base de données DREAL). Dans cette étude, les bassins hydrogéologiques du bassin du Doubs sur la partie Nord du massif ont été repris de l'étude Charlier (2019 – Rapport BRGM/RP-63844-FR). Les bassins des départements du Jura et de l'Ain ont été établis à partir de la BDLISA avec une analyse critique à dire d'expert.

c) Bassins emboîtés et intermédiaires

Deux types de découpage de bassins ont été considérés aux différents points de mesures (Figure 111). On parle de bassin emboîté (contenant la totalité de la zone en amont d'un exutoire) et de bassin intermédiaire (zone délimitée par 2 stations hydrométriques – sauf pour le bassin de tête qui correspond au bassin total). L'analyse des bassins emboîtés et intermédiaire est complémentaire, la seconde permettant d'obtenir une meilleure information sur la variabilité spatiale des processus.

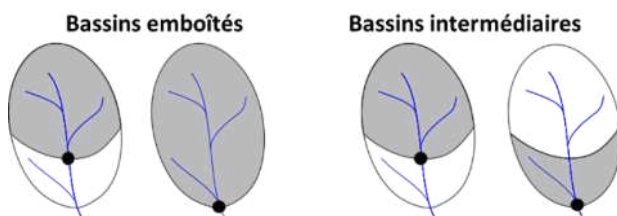


Figure 111 - Différence entre bassins emboîtés et intermédiaires

8.2.2. Données temporelles

Les données collectées pour estimer les flux de nutriment apportés au sein des bassins karstiques délimités sont présentées dans le Tableau 14.

Type de donnée	Base de données	Fournisseur	Emprise
Agricole			
Equivalents habitants	Population	INSEE	Massif du Jura
Rejets assainissement	Situation de l'assainissement par commune, performance des STEP urbaines, suivi régulier des rejets	AERMC	Massif du Jura
	STEP urbaines < 200 Ehbt	CD25, CD39, CD01	Par département
	STEP de l'industrie fromagère	FRCL	Massif du Jura

Tableau 14 – Données temporelles pour l'analyse des apports en nutriments

Elles ont été agrégées à l'échelle du bassin intermédiaire au prorata des surfaces de référence (commune, canton, département), et moyennées pour obtenir une valeur moyenne sur les données récentes avant la période COVID (2015 à 2019). Les données collectées pour estimer les flux de nutriments exportés sont présentées dans le Tableau 15. Le calcul des flux est détaillé dans la section suivante.

Variables collectées	Symbole	Extension	Source de la donnée	Pas de temps	Longueur de la série
Débit	Q	Arc jurassien	Hydroportail	journalier	Depuis 1970
Nitrates Phosphore total, phosphates	NO ₃ , PT, PO ₄	Arc jurassien Loue	Naiades, ADES, Ville de Besançon (Sce Arcier) Ville de Besançon, Réseau QUARSTIC (BRGM & CD25)	ponctuel	Depuis 1970

Tableau 15 – Données temporelles pour l'analyse des exports en nutriments

8.2.3. Estimation des flux annuels

a) Calcul des flux

Pour les bassins intermédiaires, les flux sont calculés à l'échelle annuelle par différence des flux amont et aval des stations qui l'encadrent. Les flux en azote sont estimés selon la formule suivante :

$$F_{N-NO3\ tot}(t) = Q(t) \cdot C_{[N-NO3]}(t) \quad \text{Eq. 16}$$

où $C_{[N-NO3]}(t)$ est la concentration journalière de nitrate et $Q(t)$ le débit journalier.

Les concentrations sont, dans le cas des bassins intermédiaires, des concentrations moyennes simulées, estimées à partir des flux calculés et des débits collectés. Les calculs des flux ont été faits en associant des données de débits et de concentrations ne venant pas des mêmes banques de données et des mêmes réseaux de mesures. Il a donc fallu associer des stations qualité à des stations de débits de telle sorte qu'il n'y ait pas de contributions (sources, affluents) importantes entre les deux.

Les calculs des flux ont été réalisés sur des bassins comprenant au moins 3 ans de données commune Q et NO₃ sur la période récente 2009-2019.

Si les données de débit sont continues, le caractère ponctuel des mesures de la qualité des eaux engendre une incertitude sur l'estimation des flux moyens qui a été quantifiée sur la base des résultats issus des travaux du réseau QUARSTIC (rapport Charlier et al., 2018 – BRGM/RP-68315-FR). La méthode est fournie en Annexe 2.

La part des flux exportés d'origine anthropique a été estimée par différence des flux totaux et d'origine naturelle, en prenant une concentration en NO₃ de $C_{[N-NO3]\ naturel} = 2.5$ mg/L pour les eaux naturelles :

$$F_{N-NO3\ anthrop} = F_{N-NO3\ tot} - F_{N-NO3\ naturel} \quad \text{Eq. 17}$$

avec $F_{N-NO3\ naturel}(t) = Q(t) \cdot C_{[N-NO3]\ naturel}$

b) Liste des bassins retenus pour le calcul des flux en azote

Nom de l'exutoire	ID	Surface (km ²)	Qmoy (m ³ /s)	NO3_conc moy (mg/L)
Bief Rouge à Longeville Mont d'Or	BRG	13	0.7	12.3
Lemme à Port du Plasne	LEM	29	0.9	9.7
Gland à Meslière	GLA	36	1.0	13.7
Doubs à Labergement St Marie	DOU_Lab	56	4.4	4.2
Doubs à Mouthe	DOU_Mou	89	1.9	3.1
Angillon à Ardon	ANG	92	2.8	5.3
Cuisance à Mesney	CUI	102	3.2	5.7
Sce d'Arcier	ARC	103	1.2	13.7
Sce Lison	LIS_Nan	138	5.1	5.5
Saine à Syam	SAI	141	8.2	3.0
Drugeon à Vuillecin	DRU	147	3.0	3.0
Seille à Voiteur	SEI	154	4.1	10.1
Seran à Belmont-Luthézieu + Sce Groin	SER	157	1.3	6.8
Tacon à St Claude	TAC	159	7.1	2.5
Furans à Arbigneu	FUR	177	3.7	3.8
Sce Loue	LOU_Ouh	196	10.0	4.7
Doubs à Arcon	DOU_Arc	207	12.6	2.7
Suran a Neuville sur Ain	SUR	262	6.2	5.6
Loue à Vuillafans	LOU_Vui	297	21.0	2.7
Doubs à Goumois	DOU_Gou	347	28.6	6.7
Cusancin à Beaume les Dames	CUS	359	8.0	10.7
Doubs à Mathay	DOU_Mat	427	52.8	7.5
Bienne à Jeurre	BIE	546	29.4	2.3
Dessoubre à St Hippolyte	DES	626	13.5	9.7
Loue à Chenecey	LOU_Che	670	46.5	6.4

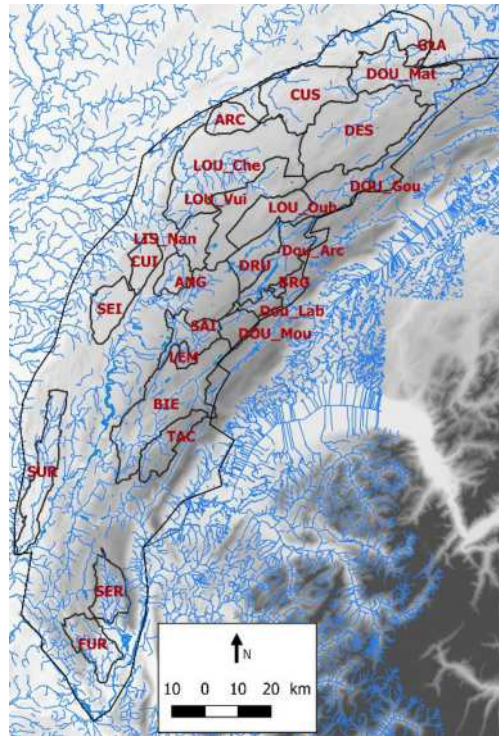


Tableau 16 – Liste des bassins retenus pour les calculs de flux en azote

8.3. ANALYSE DES APPORTS ANTHROPIQUES DE N ET P DANS LES BASSINS

Cette section se focalise sur la part anthropique des apports en nutriments dans les bassins. Cela est donc à mettre en parallèle des apports issus des dépôts atmosphériques qui peuvent se quantifier en France autour de 5 à 15 kg N/ha/an (Le Gall et al. 2016).

8.3.1. Apports issus de l'agriculture

Les données sur les apports en N et P d'origine agricole sont agrégées à l'échelle du bassin intermédiaire à partir de données communales et cantonales. Les résultats sont présentés dans le Tableau 17 en classant les bassins par ordre de taille croissant. La Figure 112 présente à titre d'exemple les grands postes d'apports en N (en haut) et P (en bas) issus des rejets bovins (à gauche) et des apports en engrais minéraux (à droite). Sur la Figure, les apports sont représentés de deux manières : i) par unité de surface (kg/ha/an) en couleur, et ii) en valeur absolue (t/an) par les cercles noirs.

Nom	Surface (km ²)	Azote N						Phosphore P					
		total agriculture (t/an)	total agriculture (kg/ha/an)	bovins	engrais	porcins	volailles	total agriculture (t/an)	total agriculture (kg/ha/an)	bovins	engrais	porcins	volailles
Bief Rouge à Longeville Mont d'Or	13	82	61	73.9%	21.7%	4.3%	0.0%	30	22	77.7%	14.1%	8.2%	0.0%
Lemme à Port du Plasne	29	83	29	74.4%	25.5%	0.1%	0.0%	29	10	82.4%	17.4%	0.2%	0.1%
Gland à Mesliere	36	106	29	32.0%	66.8%	0.4%	0.8%	31	9	41.8%	54.4%	0.8%	3.0%
Doubs à Labergement St Marie	56	182	32	72.6%	26.9%	0.5%	0.0%	63	11	80.6%	18.4%	1.0%	0.1%
Doubs à Mouthé	89	137	15	70.5%	29.5%	0.0%	0.0%	46	5	79.3%	20.5%	0.0%	0.1%
Angillon à Ardon	92	408	44	72.1%	25.0%	2.8%	0.0%	145	16	77.7%	16.6%	5.6%	0.1%
Cuisance à Mesney	102	370	36	77.1%	21.8%	0.1%	0.9%	133	13	82.8%	14.4%	0.3%	2.5%
Sce d'Arcier	103	460	45	59.6%	40.3%	0.0%	0.0%	156	15	71.5%	28.4%	0.0%	0.1%
Sce Lison	138	578	42	82.1%	15.8%	0.1%	1.9%	216	16	84.4%	10.0%	0.2%	5.4%
Saine à Syam	141	440	31	76.4%	22.8%	0.8%	0.0%	155	11	83.2%	15.2%	1.6%	0.0%
Drugeon à Vuillecin	147	675	46	75.6%	20.9%	3.5%	0.0%	245	17	79.8%	13.6%	6.6%	0.1%
Seille à Voiteur	154	590	38	66.3%	33.3%	0.0%	0.4%	203	13	75.9%	22.9%	0.1%	1.1%
Seran à Belmont-Luthézieu + Sce Groin	157	464	30	23.4%	76.6%	0.0%	0.0%	128	8	33.5%	66.4%	0.0%	0.0%
Tacon à St Claude	159	291	18	66.7%	33.2%	0.0%	0.0%	98	6	76.6%	23.3%	0.0%	0.1%
Furans à Arbigneu	177	269	15	39.2%	60.4%	0.0%	0.4%	83	5	51.8%	47.0%	0.0%	1.2%
Sce Loue	196	1324	67	80.2%	17.3%	2.4%	0.1%	483	25	84.0%	11.2%	4.7%	0.2%
Doubs à Arcon	207	733	35	77.0%	22.9%	0.0%	0.0%	255	12	84.3%	15.5%	0.1%	0.1%
Suran à Neuville sur Ain	262	1082	41	66.9%	31.2%	0.4%	1.5%	395	15	74.6%	20.3%	0.7%	4.4%
Loue à Vuillafans	297	1466	49	74.6%	22.8%	1.6%	1.1%	529	18	79.0%	14.8%	3.1%	3.1%
Doubs à Goumois	347	1407	41	76.2%	21.1%	2.7%	0.1%	504	15	80.8%	13.9%	5.2%	0.2%
Cusancin à Beaume les Dames	359	2024	56	71.5%	28.0%	0.4%	0.1%	727	20	80.5%	18.4%	0.8%	0.2%
Doubs à Mathay	427	1403	33	71.3%	28.3%	0.4%	0.1%	484	11	79.7%	19.4%	0.7%	0.2%
Bienne à Jeurre	546	701	13	69.2%	29.5%	1.3%	0.0%	247	5	77.5%	19.7%	2.7%	0.1%
Dessoubre à St Hippolyte	626	4070	65	79.0%	17.7%	3.2%	0.1%	1488	24	82.2%	11.4%	6.1%	0.3%
Loue à Chenecey	670	2672	40	68.6%	26.9%	1.6%	2.9%	987	15	71.7%	17.2%	2.9%	8.2%
Moyenne	221	881	40	67.9%	30.6%	1.1%	0.4%	314	14	74.9%	21.8%	2.1%	1.2%

Tableau 17 – Bilan des apports en N et P issus de l'agriculture à l'échelle des bassins intermédiaires ; les bassins sont classés de haut en bas par ordre de taille ; on notera que les bilans des 2 bassins du Doubs à Goumois et Mathay ne portent que sur la partie française qui représente 74% de chacun des bassins

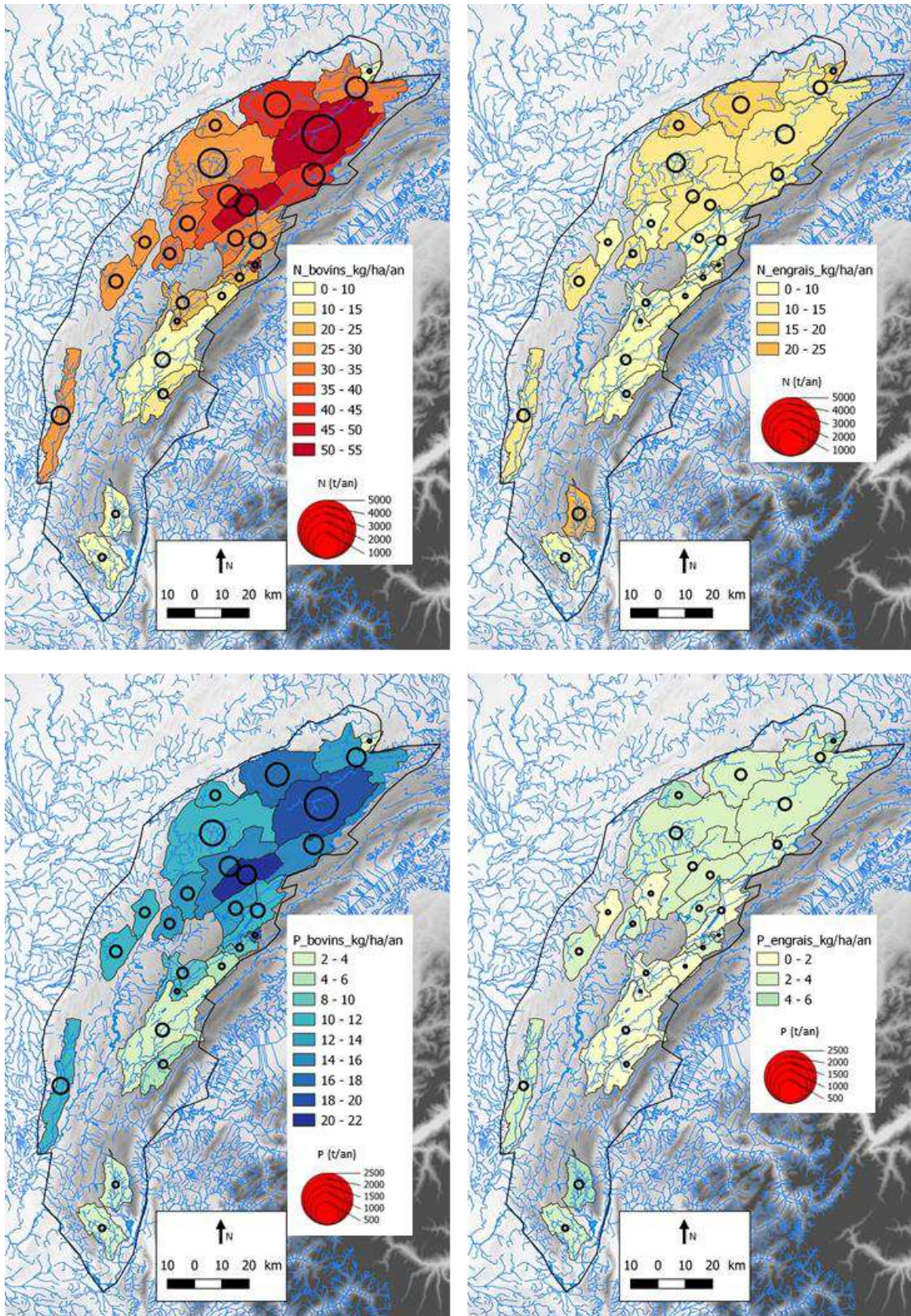


Figure 112 – Carte des apports annuels en tonne de N (en haut) et P (en bas) issus des deux principaux postes : les bovins (à gauche) et les cultures de plein champs (à droite) ; les apports des 2 bassins du Doubs à Goumois et Mathay ne portent que sur la partie française

On vérifie bien globalement que les flux totaux en N et P exprimés en t/an sont proportionnels à la taille des bassins intermédiaires (d'une dizaine à plusieurs centaines de km²). Les flux totaux exprimés par unité de surface (kg/ha/an) permettent d'identifier les bassins où la pression est la plus forte, et il est intéressant de voir que certains grands bassins comme le Dessoubre, la source de la Loue et le Cusancin sont aussi des bassins où les apports par unité de surface sont les plus élevés (> 50 kgN/ha/an et > 20 kgP/ha/an). On notera également que le Bief Rouge a une pression agricole similaire par unité de surface malgré sa petite taille (13 km²). Ainsi, les principaux cours d'eau du département du Doubs (Dessoubre, Loue, Cusancin, Doubs en aval des pertes) se distinguent aussi bien pour N que pour P par une pression agricole plus élevée que dans les deux autres départements du Jura et de l'Ain.

Ces bilans reflètent les grands contrastes entre zones de plateau, haute-chaîne, nord et sud du massif qui ont été décrits dans le chapitre 7 sur les données agricoles. En moyenne, on observe que 2/3 et 3/4 des apports en respectivement N et P proviennent des rejets bovins. Le second poste d'apport concerne les amendements minéraux pour l'essentiel. Les apports issus des rejets porcins et des volailles apparaissent très minoritaires, voir anecdotiques pour certains bassins.

8.3.2. Apports issus de l'assainissement

a) Assainissement collectif (AC)

Pour l'AC, le calcul des rejets annuels par station d'épuration (STEP) est réalisé ainsi :

$$Rejet_AC_{N\ ou\ P\ an} = \begin{cases} Charge\ mesurée_{N\ ou\ P\ an} & \text{si station suivie} \\ EH_AC \times Rejet_AC_{N\ ou\ P\ jour} \times 365 \times (1 - Rendement\%) & \text{sinon} \end{cases} \quad Eq. 18$$

Avec $Charge\ mesurée_{N\ ou\ P}$ la charge fournie par le suivi des stations, EH_AC la population raccordée (assiette par station), $Rejet_AC_{N\ jour} = 15\text{g/EH/jour}$, $Rejet_AC_{P\ jour} = 3.1\text{g/EH/jour}$, $Rendement\%$ le taux de rendement épuratoire en pourcent s'il est disponible.

Une attention particulière pour Pontarlier a été effectuée afin de rattacher 100% de l'AC au sous-bassin intermédiaire du Doubs à Arçon, car la commune de Doubs à laquelle est rattachée la station de Pontarlier se situe à l'interface des sous-bassins du Dugeon et du Doubs à Arçon. On dénombre un total de 117 STEP < 200 EH et de 147 > 200 EH. Comme cela est précisé en section 8.3.3, 67 STEP du territoire traitent également une partie des flux des activités issues des fromageries

b) Assainissement non collectif (ANC)

Pour l'ANC, le calcul des rejets annuels par bassin est réalisé ainsi :

$$Rejet_ANC_{N\ ou\ P\ an} = EH_ANC \times Rejet_ANC_{N\ ou\ P\ jour} \times 365 \times (1 - Rendement\%) \quad Eq. 19$$

Avec $EH_{ANC} = Population\ INSEE - EH_AC$, $Rejet_AC_{N\ jour} = 15\text{g/EH/jour}$, $Rejet_AC_{P\ jour} = 3.1\text{g/EH/jour}$ (pour réseau séparatif & mixte ; sachant que le réseau unitaire n'a pas été pris en compte par manque d'information = 2.6 gP/EH/j), $Rendement\%$ le taux de rendement épuratoire en pourcent avec 3 cas à 0, 20, et 40%.

Cette méthode nécessite de disposer pour chaque commune de la population permanente (INSEE) et de l'assiette EH raccordée. Le chiffre de l'INSEE est potentiellement problématique, car donné sur une seule année, et seulement sur la population permanente.

Les données AC sont disponibles par station avec code Sandre, donc rattachées à une commune qui peut déborder le cadre de la commune, notamment dans le cadre de stations desservant une communauté de commune. L'hypothèse est qu'à l'échelle du bassin, l'agrégation de ces données issues d'un grand nombre de commune limite l'incertitude liée aux apports de communes extérieures à une STEP.

c) Rejets AC et ANC annuels en N et P estimés sur les bassins

L'estimation des rejets en N et P de l'AC et l'ANC par bassin a été réalisée en moyennant les années 2016 à 2019 (Figure 113). La carte des rejets issus de l'AC (à droite) met en évidence les bassins comportant une zone urbaine avec des STEP de grande dimension et donc de plus forts rejets, que ce soit en raison d'une population plus importante malgré des rendements élevés ou d'une population moindre mais avec de mauvais rendements des stations (Pontarlier sur le Doubs à Arçon, Ornans sur la Loue à Chenecey, etc.). L'apport des boues de STEP étant uniquement connu sur le Doubs (Section 7.4.7), il n'est pas inclus dans cette section.

En minorant le rendement épuratoire à 0% des ANC (à gauche), on observe globalement que les rejets sont du même ordre de grandeur que les rejets AC sur les bassins ne comportant pas de grande zone urbaine. En considérant un rendement épuratoire de 20 ou 40%, une accentuation de l'écart entre ANC et AC est attendue.

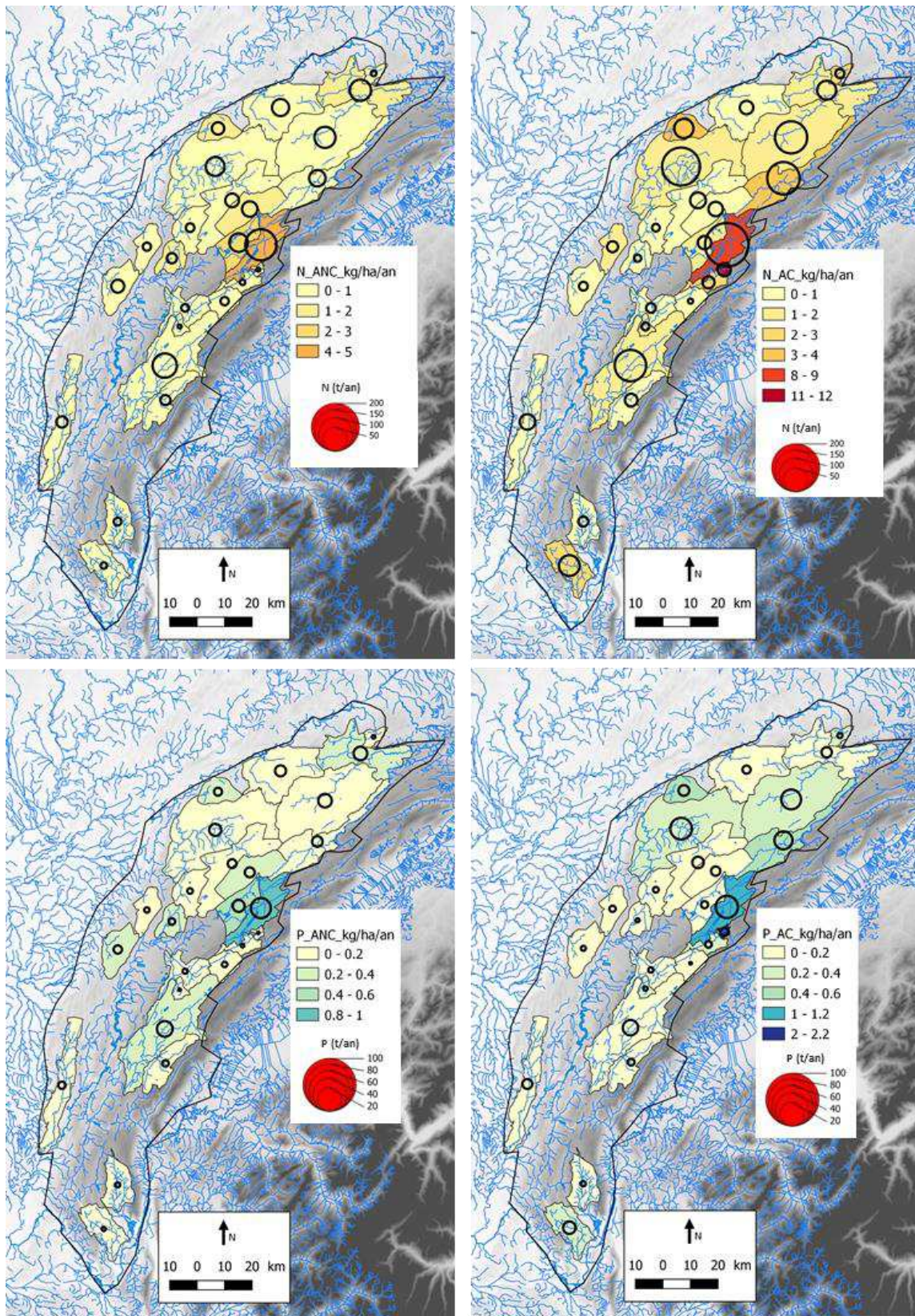


Figure 113 – Carte des rejets annuels en tonne de N (en haut) et P (en bas) issus de l'assainissement non collectif (ANC, à gauche) et collectif (AC, à droite) en considérant un rendement épuratoire nul pour ce dernier cas ; les apports des 2 bassins du Doubs à Goumois et Mathay ne portent que sur la partie française

8.3.3. Apports issus de la transformation du lait

a) Etablissements (fromageries)

On dénombre 144 fromageries en activité sur les départements 25 et 39 dont 91 raccordées à 67 STEP et 53 non raccordées. Sur les 53 non raccordées, 47 sont suivies par la FRCL⁸ du Massif Jurassien et 3 à 6 gros établissements en auto-surveillance (données SRR : Suivi Régulier des Rejets) qui transmettent leurs résultats à la DDCSPP25 ou la DREAL-39. Sur les bassins identifiés pour l'analyse des flux, on dénombre une seule fromagerie dans les bases de données du Doubs (Monts de Joux) et aucune dans le Jura. La Fromagerie Perrin en PE (Pollution évitée) avec Flux entrée et flux sortie (+ rendement) est également une donnée disponible sur la base des suivis AERMC.

Il est important de noter qu'afin de respecter le secret statistique demandé par les fournisseurs de données, les bassins ont été quelquefois regroupés afin qu'ils incluent a minima 3 établissements. Ainsi le découpage des bassins pour les fromageries non raccordées ne correspond pas forcément à celui des bassins pour l'analyse globale des flux.

b) Volume de lait transformé

Le volume de lait transformé est également un indicateur des rejets potentiels, à travers l'utilisation des niveaux forfaitaires de pollution théorique donnés dans l'arrêté du 21/12/2007 K031 (Tableau 18).

CODE d'activité	LIBELLÉ de l'activité polluante	UNITÉ de la grandeur caractérisant l'activité	NIVEAU FORFAITAIRE DE POLLUTION THÉORIQUE PRODUITE PAR UNITÉ de grandeur caractérisant l'activité (exprimé en kg ; kéq ; siemens / cm x m ³ ou Mth)	
			Azote réduit	Phosphore total
K031	Transformation du lait et fabrication de fromages (1) des types Emmental, Beaufort et gruyère de Comté	Mètre cube de lait équivalent entrant en fabrication.	0.2	0.1

Tableau 18 – Extrait du tableau de détermination du niveau forfaitaire de pollution théorique produite selon l'arrêté du 21 décembre 2007 relatif aux modalités d'établissement des redevances pour pollution de l'eau et pour modernisation des réseaux de collecte

La méthode de calcul des rejets annuels issus de la transformation du lait est la suivante :

$$Rejet_Production_Lait_{N ou P an} = Vol_lait_{an} \times Niv_forfait_Poll_theor_{N ou P} \quad Eq. 20$$

Avec, Vol_lait_{an} la moyenne des années 2010-2019 des données communales de lait transformé et $Niv_forfait_Poll_theor_{N ou P}$ le niveau forfaitaire de pollution théorique donné dans le Tableau 18.

⁸ Fédération Régionale des Coopératives Laitières

Sur les 910 000 m³/an de lait produits sur les 10 années 2010 à 2019 pour les 3 départements du Doubs, du Jura et de l'Ain, 63% sont inclus dans les apports des bassins (qui ne couvrent pas la totalité de du massif du Jura).

c) *Rejets issus des suivis des établissements non raccordés (auto-surveillance)*

Les volumes traités, et les rejets en azote global (NGL = NTK + NO₂ + NO₃) et phosphore total (PT) par sous-bassins sont présentés (Figure 114). Ils montrent des pics erratiques expliqués par des rejets ponctuels pour le PT et par une plus forte régularité dans les rejets pour NGL expliquée par le niveau moyen de rendement épuratoire (plus ou moins efficace selon les cas).

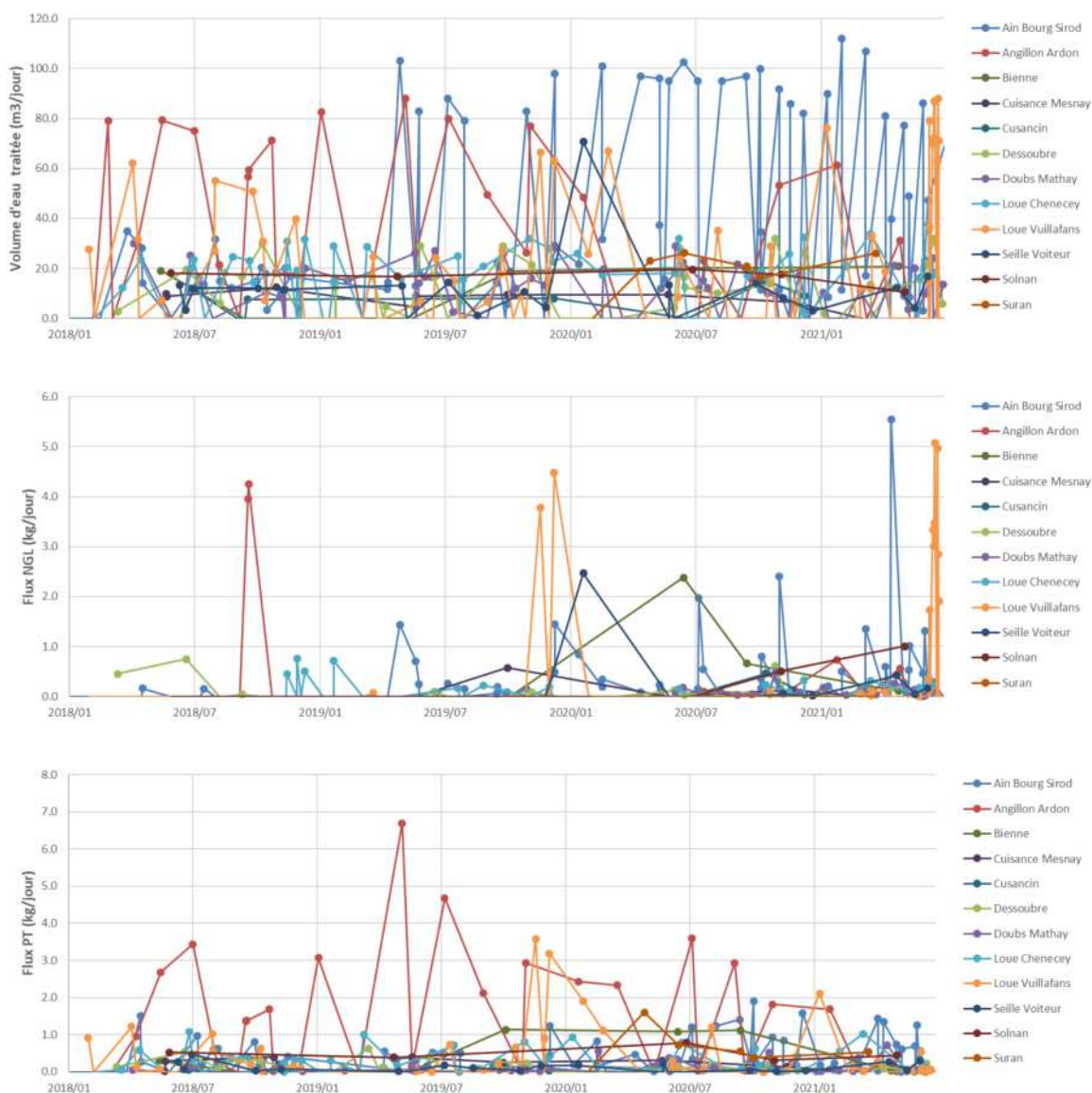


Figure 114 – Résultat de l'auto-surveillance des sorties de STEP des fromageries suivies par la FRCL agrégées à l'échelle des sous-bassins (respect du secret statistique avec un minimum de 3 fromageries par sous-bassin versant)

Concernant le PT, la Figure 115 montre que pour les fromageries qui traitent les volumes les plus importants (Angillon Ardon, Loue Vuillafans, Ain Bourg de Sirod), on observe une relation plus ou moins forte entre le volume de lait traité et les rejets en PT.

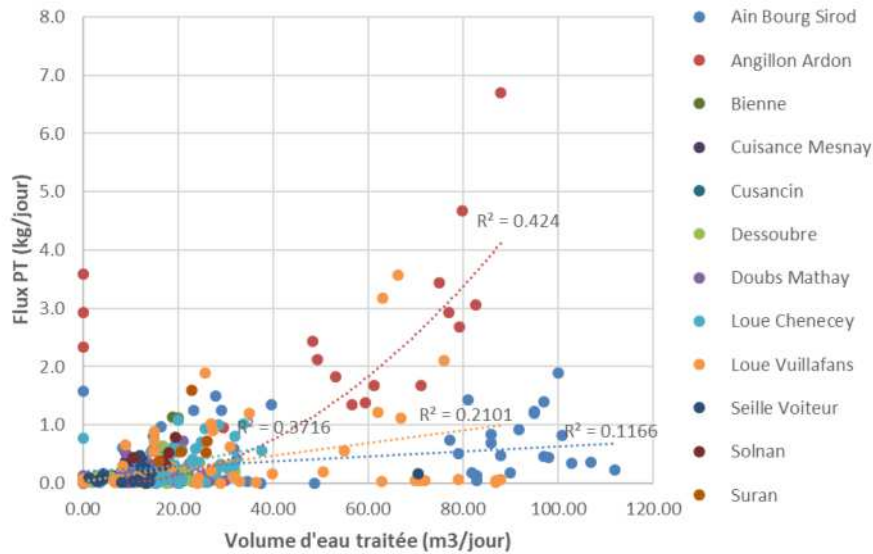


Figure 115 – Relations entre le volume d'eau traitée et les flux de PT en sortie de STEP de fromageries agrégées à l'échelle des sous-bassins (respect du secret statistique avec un minimum de 3 fromageries par sous-bassin versant)

d) Rejets annuels en N et P à partir des établissements suivis

Le Tableau 19 présente les données annualisées des rejets en NGL et PT, incluant les fromageries en auto-surveillance. Il montre que les sous-bassins possédant les volumes d'eaux usées traitées les plus importants ne sont pas les seuls à engendrer des rejets de N et P importants (en valeur absolue), avec par ordre d'importance pour

- Azote (NGL) : la Loue à Vuillafans, Angillon-Ardon, la Loue à Chenecey et le Drugeon (les deux derniers sous-bassins possèdent sur leur zone de recharge chacune une fromagerie de grande envergure, respectivement la coopérative Mont de Joux et la fromagerie Perrin-Vermot).
- Phosphore (PT) : Angillon-Ardon, le Drugeon, le Suran, la Bienne et la Loue

Malgré ce résultat basé sur des suivis, il est important de noter le caractère non exhaustif des données de rejets, avec comme limite :

- La courte période de suivi (1 ou 2 années) ;
- Le caractère ponctuel de rejets non maîtrisés (pannes) qui engendre une variabilité des résultats analytiques pour un même établissement entre 2 campagnes de mesures (cf les variations en NGL et PT sur la Figure 114).

Ainsi, on observe l'importance des rejets en valeurs absolues des sous-bassins possédant de grands établissements (Loue Chenecey et Drugeon) qui affichent des rendements épuratoires supérieurs à 95% (le résidu estimé par le SRR permet d'expliquer à lui seul une grande part des rejets du fait du très grand nombre de volume traité). Par ailleurs, il est intéressant de noter que d'autres bassins possédant des volumes traités bien moindre (pas de grands établissements) rejettent des flux équivalents, comme le sous-bassin d'Angillon à Ardon, la Loue à Vuillafans, ou la Bienne.

L'estimation des flux par unité de surface nous permet alors d'identifier les bassins de la Loue à Vuillafans, d'Angillon-Ardon, du Dugeon et de la Loue à Chenecey, comme des bassins où on observe les pressions les plus importantes issues des fromageries non raccordées.

Ss-BV	Vol eau usée traitée (m3/an)	Flux NGL (kg/an)	Flux NGL (kg/ha/an)	Flux PT (kg/an)	Flux PT (kg/ha/an)	Surface du bassin (km²)
Ain Bourg Sirod	15 551.25	234.18	0.01	169.38	0.01	211.93
Angillon Ardon	18 559.49	589.71	0.06	681.80	0.07	91.7
Bienne	7 192.69	386.88	0.01	271.01	0.00	546
Cuisance Mesnay	3 270.85	130.99	0.01	75.32	0.01	102.1
Cusancin	3 756.00	94.92	0.00	17.56	0.00	358.7
Dessoubre	6 195.98	65.24	0.00	68.42	0.00	625.7
Doubs Mathay	6 403.10	53.80	0.00	49.64	0.00	427
Dugeon Vuillecin	98 344.50	364.78	0.02	321.28	0.02	146.75
Loue Chenecey	72 896.69	382.41	0.01	225.49	0.00	670.14
Loue Vuillafans	13 834.82	685.18	0.02	186.04	0.01	296.59
Seille Voiteur	4 815.42	195.79	0.01	53.85	0.00	153.5
Solnan	6 006.44	278.78	0.08	182.09	0.05	33.7
Suran	8 160.38	-		278.96	0.01	262.3

Tableau 19 - Moyennes des résultats de l'auto-surveillance des sorties de STEP des fromageries suivies par la FRCL et en auto-surveillance agrégées à l'échelle des sous-bassins (respect du secret statistique avec un minimum de 3 fromageries par sous-bassin versant)

e) Rejets annuels en N et P à partir des volumes de lait transformés

Les 2 cartes de rejets théoriques issus de la production laitière (Figure 116) montrent que ceux-ci se concentrent sur les bassins du Dessoubre, de la Loue, du Cusancin, et du Doubs, en lien avec une plus forte production de lait sur le département du Doubs. On note que le tonnage par an de ces rejets est d'un ordre de grandeur inférieur à celui des rejets issus de l'assainissement (incluant pour l'AC les fromageries raccordées), et d'un ordre de grandeur supérieur à l'estimation issue des fromageries non raccordées (celles raccordées n'étant pas connues). Les incertitudes liées au suivis des établissements non raccordés est une explication de cet écart, et un renforcement des suivis s'avère nécessaire pour mieux rendre compte des rejets issus des fromageries.

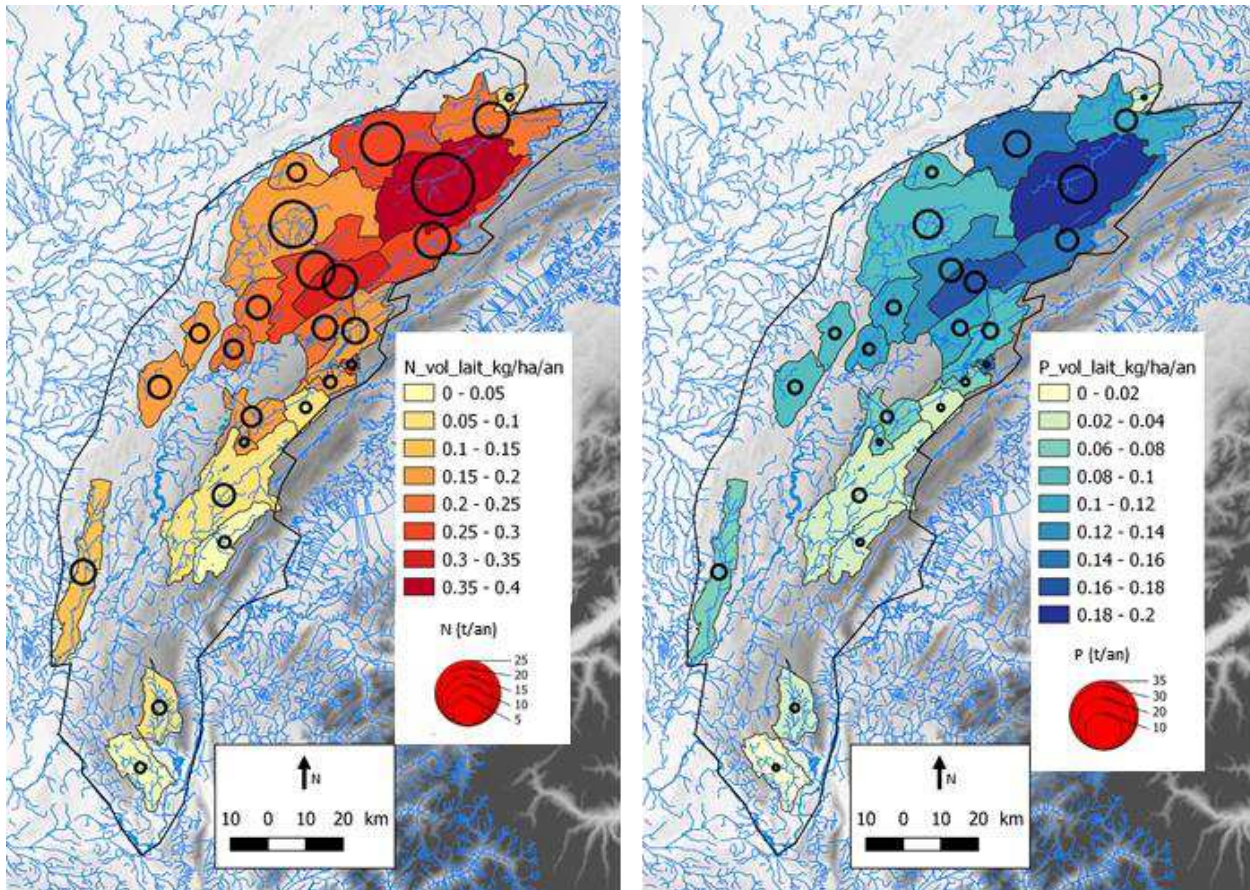


Figure 116 – Carte des rejets annuels théoriques en N et P issus de la production laitière ; les apports des 2 bassins du Doubs à Goumois et Mathay ne portent que sur la partie française

8.3.4. Bilan des apports

Le bilan des grands postes d'apport d'origine anthropique est donné dans le Tableau 20 qui confirme que l'agriculture est la première source d'apports sur les bassins, et ce à plus de 90% en moyenne. Les apports totaux en azote se portent en moyenne à 43 kgN/ha/an avec des variations comprises entre 16 et 74 kgN/ha/an. Dans le détail, les bovins qui sont le premier poste d'apports agricoles représentent alors respectivement 63 et 71% des apports totaux de N et P. Les bassins urbanisés sont également fortement influencés par les rejets issus de l'assainissement (ex. avec plus de 25% et 15% des apports de N et P pour le Doubs à Arçon). Il faut bien noter que malgré les faibles pourcentages des apports issus de la transformation du lait et de l'assainissement, les rejets des stations de traitement des eaux sont souvent situés à proximité des réseaux hydrographiques, ce qui les rend potentiellement plus impactant que ce que leur part respective dans le bilan laisse supposer.

Nom	Surface (km ²)	Azote N				Phosphore P					
		total (t/an)	total (kg/ha/an)	agriculture	assainissement	lait	total (t/an)	total (kg/ha/an)	agriculture	assainissement	lait
Bief Rouge à Longeville Mont d'Or Lemme à Port du Plasne	13	100	74	82.5%	17.1%	0.4%	33	25	89.6%	9.8%	0.6%
	29	90	31	92.1%	7.5%	0.5%	30	10	95.6%	3.6%	0.7%
	36	118	33	89.9%	9.9%	0.2%	35	10	91.0%	8.6%	0.4%
Gland à Mesliere Doubs à Labergement St Marie	56	198	35	91.6%	8.0%	0.4%	65	12	95.6%	3.7%	0.7%
	89	146	16	93.8%	5.8%	0.4%	48	5	96.0%	3.3%	0.7%
	92	423	46	96.3%	3.3%	0.5%	149	16	97.6%	1.7%	0.7%
Angillon à Ardon Cuisance à Mesney	102	389	38	95.2%	4.3%	0.5%	137	13	97.1%	2.2%	0.7%
	103	511	50	90.0%	9.6%	0.4%	165	16	94.1%	5.4%	0.6%
	138	595	43	97.2%	2.3%	0.5%	222	16	97.2%	2.1%	0.7%
Sce d'Arcier Sce Lison	141	456	32	96.5%	3.0%	0.5%	159	11	97.8%	1.5%	0.7%
	147	729	50	92.6%	7.0%	0.5%	260	18	94.4%	5.0%	0.7%
	154	614	40	95.9%	3.6%	0.5%	209	14	97.3%	2.0%	0.7%
Drugeon à Vuillecin Seille à Voiteur	157	480	31	96.8%	3.0%	0.2%	131	8	97.8%	1.8%	0.4%
	159	315	20	92.3%	7.4%	0.2%	102	6	95.7%	3.9%	0.4%
	177	312	18	86.2%	13.7%	0.2%	91	5	91.2%	8.5%	0.3%
Furans à Arbigneu Sce Loue	196	1427	73	92.8%	3.2%	0.5%	508	26	95.0%	2.4%	0.7%
	207	1002	48	73.2%	26.5%	0.4%	303	15	84.2%	15.2%	0.6%
	262	1118	43	96.7%	3.0%	0.3%	403	15	97.9%	1.7%	0.4%
Suran a Neuville sur Ain Loue à Vuillafans	297	1522	51	96.3%	3.2%	0.5%	550	19	96.1%	3.1%	0.8%
	347	1537	44	91.6%	8.0%	0.5%	529	15	95.3%	4.0%	0.7%
	359	2093	58	96.7%	2.8%	0.5%	760	21	95.7%	3.6%	0.7%
Cusancin à Beaume les Dames Doubs à Mathay	427	1490	35	94.2%	5.3%	0.5%	507	12	95.5%	3.7%	0.7%
	546	847	16	82.8%	16.9%	0.3%	270	5	91.4%	8.1%	0.5%
	626	4246	68	95.9%	3.6%	0.5%	1542	25	96.5%	2.7%	0.7%
Dessoubre à St Hippolyte Loue à Chenecey	670	2866	43	93.3%	6.3%	0.4%	1041	16	94.9%	4.5%	0.6%
Moyenne	221	945	43	92.1%	7.4%	0.4%	330	15	94.8%	4.5%	0.6%

Tableau 20 – Bilan des grands postes d'apports en N (jaune) et P (bleu) ; Agriculture regroupe les apports bovins, porcins, volaille et cultures ; Assainissement regroupe les apports ANC, AC et boues ; Lait regroupe les rejets issus de la transformation fromagère (sans compter les fromageries raccordées prises en compte dans la colonne Assainissement) ; on notera que les bilans des 2 bassins du Doubs à Goumois et Mathay ne portent que sur la partie française qui représente 74% de chacun des bassins

8.4. ANALYSE DES EXPORTS DE N A L'EXUTOIRE DES BASSINS

8.4.1. Concentrations en NO_3 dans les eaux

a) Le cas de la Loue à Chenecey-Buillon

La Loue à Chenecey-Buillon comprend un suivi historique unique pour le Franche-Comté de la concentration en nitrates et phosphates, grâce au suivi quasi-journalier de la ville de Besançon sur eau brute et traitée pour son captage AEP de la Loue depuis 2002.

La compilation des chroniques hydro-climatiques trimestrielles de précipitations et débit avec les données ponctuelles de NO_3 et PO_4 sur la Loue à Chenecey-Buillon est présentée en Figure 117. Malgré les périodes où les données sont manquantes avant le suivi de la ville de Besançon, on observe bien la cyclicité annuelle en NO_3 , alors que la variabilité en PO_4 apparaît plus aléatoire.

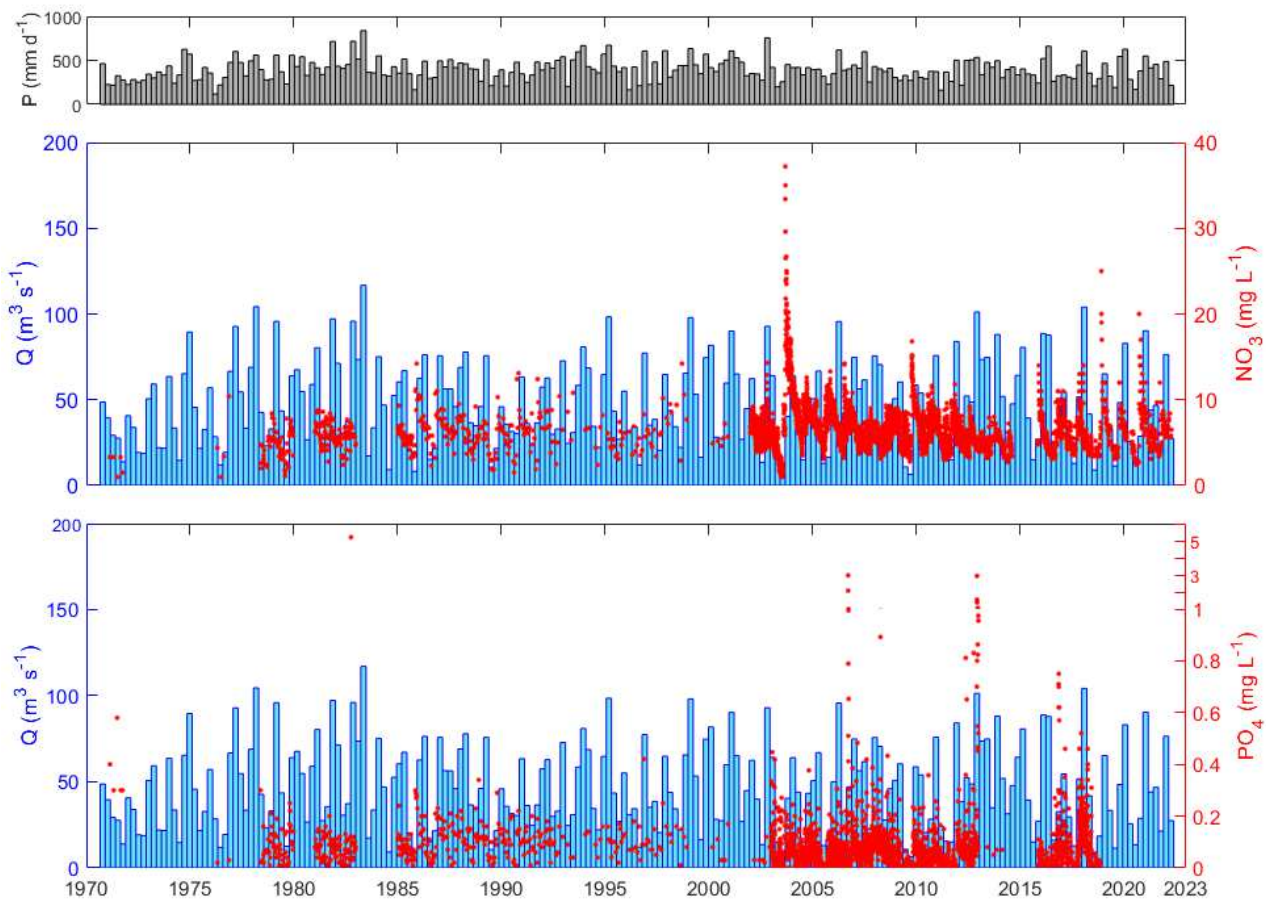


Figure 117 – Chroniques hydrologiques trimestrielles (Q) et de concentrations journalières en NO_3 et PO_4 pour la Loue à Chenecey-Buillon ; l'échelle des PO_4 varie en dessous et au-dessus du seuil de 1 mg/L

La longue période de suivis à Chenecey-Buillon permet de proposer un canevas afin d'identifier les évolutions sur le long terme. Sur la base de cette référence, il est alors possible de resituer les suivis plus récents des autres stations du massif du Jura. La Figure 118 présente la chronique annuelle des concentrations moyennes en NO_3 (5 données annuelles au minimum). Si l'on considère la série dans son ensemble (graphique de gauche), on observe globalement une tendance significative à la hausse des concentrations d'environ 0.24 mg/L par décennie. L'année

2003, exceptionnelle par son pic en NO_3 lors des crues de reprises est atypique, et apparaît à un moment où une évolution de la tendance est observée. Ecarter l'année 2003 permet alors de ne pas biaiser le calcul de tendance sur le long terme. Ainsi, si l'on considère les 2 périodes avant et après 2003 (graphique de droite - l'année 2003 est alors écartée de l'analyse), on observe une augmentation non significative de 0.63 mg/L par décennie depuis la fin des années 70 jusqu'au début des années 2000 (triangles jaunes), puis un fléchissement de cette augmentation à un taux de 0.24 mg/L par décennie à compter de 2004 (carrés verts). Sur la base de ce résultat, nous proposons d'analyser les tendances sur ces 2 périodes pour l'ensemble des stations du massif du Jura.

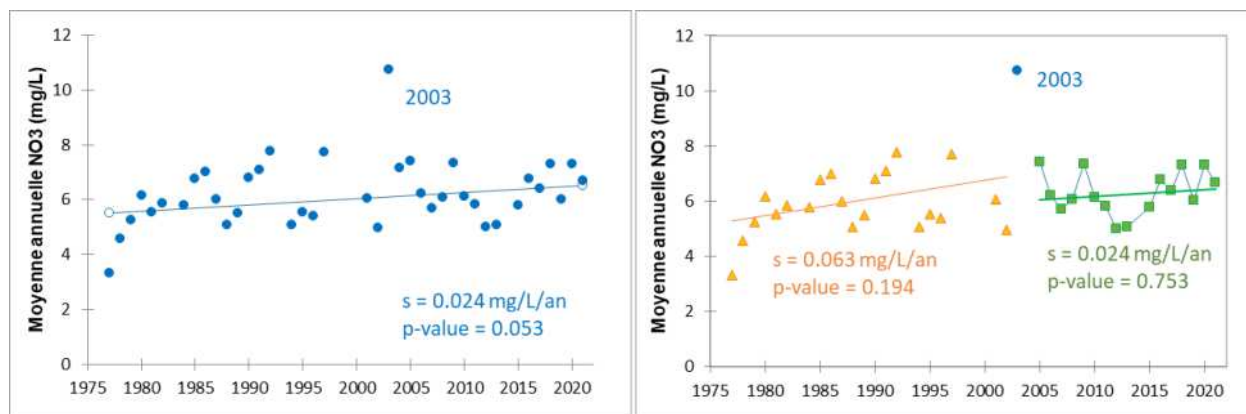


Figure 118 – Tendance sur l'ensemble des valeurs moyennes de concentrations en NO_3 à Chenecey-Buillon (à gauche), et tendances avant et après l'année sèche de 2003 (à droite) ; la droite représente la pente de Sen (s)

b) Tendances à l'échelle du massif du Jura

L'application des calculs de tendances sur les stations comportant au moins 20 données sur chacune des 2 périodes 1970-2002 et 2004-2020 est présentée sur la Figure 119 (le guide de lecture des figures de résultats des tests de tendance Mann-Kendall est donné en Figure 23).

Sur la période 1970-2003, on observe des concentrations moyennes proches du signal naturel (< 5 mg/L ; carré blanc et bleu clair) en tête de bassin sur la haute-chaîne ; le signal naturel des eaux karstiques se situant entre 1 et 2.5 mg(NO_3)/L (Nisbet et Verneaux, 1970 ; SEQUEAU, 2000 ; Badot et Degiorgi, 2022). On constate une augmentation progressive des concentrations (carré bleu) sur les plateaux, puis en aval (Doubs à Mathay). Les tendances significatives à la probabilité 5% (triangle violet) sont quasi-toutes à la hausse et principalement localisées sur les zones aval lorsque l'on observe un enrichissement - en comparaison au signal naturel - en lien avec les activités anthropiques.

Sur la période 2004-2020, on n'observe qu'une très légère augmentation du bruit de fond sur certaines zones aval. Par contre, les tendances significatives sont en grande majorité à la baisse (11 stations), sauf localement sur 3 stations du Doubs à Arçon, de l'Ain et la Cuisance.

En conclusion, cette analyse indique qu'il y a une inflexion généralisée au massif du Jura des tendances à la hausse, sans pour autant engendrer une réduction importante du niveau de pollution en NO_3 . Malgré des teneurs moyennes qui restent modérées (< 20 mg/L) en comparaison à d'autres territoires français, l'excès en azote est de 2 à 6 fois supérieur au bruit de fond naturel, et l'ensemble des sources et rivières du massif est impacté durablement par une pollution en azote.

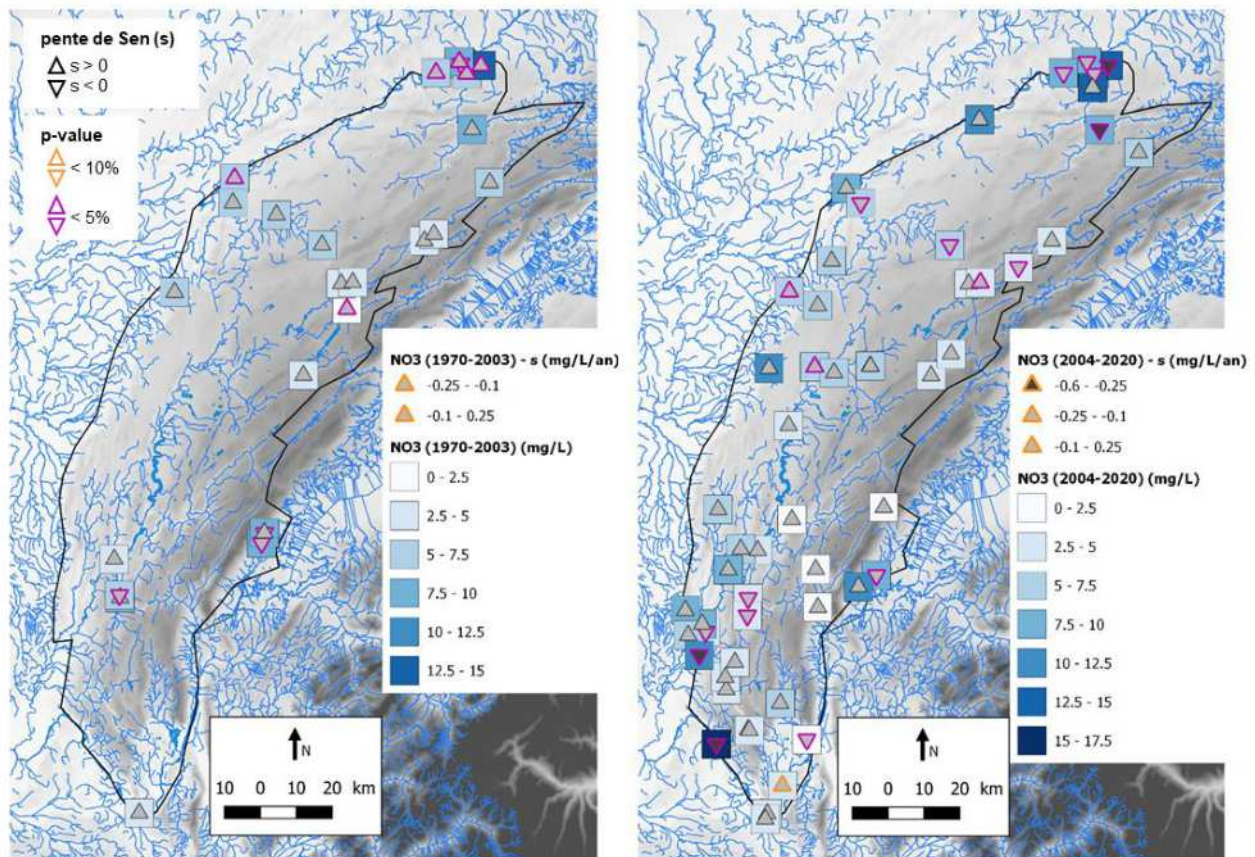


Figure 119 – Tendances des concentrations en NO_3 sur la période 1970-2003 (à gauche) et 2004-2020 (à droite)

8.4.2. Flux de N dans les eaux

Les flux en N exportés par les eaux ont été calculés pour chaque bassin intermédiaire (cf. Section 8.2.3). Sur la base d'un bruit de fond naturel considéré comme constant, les flux exportés d'origine naturelle ont été également quantifiés, permettant d'en déduire par différence la part d'origine anthropique. En cohérence avec les travaux précédents réalisés sur la Loue (Badot et Degiorgi, 2022), un bruit de fond de $2.5 \text{ mg}(\text{NO}_3)/\text{L}$ a été fixé pour définir le seuil naturel.

La carte des flux totaux et anthropiques est présentée Figure 120, sur laquelle on observe i) une forte variabilité nord-sud avec de plus faibles tonnages totaux annuels ($< 400 \text{ t}(\text{N})/\text{an}$) sur le Jura et l'Ain, mais surtout ii) une forte variabilité amont-aval, avec une augmentation des flux totaux jusqu'à plus de $1300 \text{ t}(\text{N})/\text{an}$ en aval des deux principaux cours d'eau du Doubs et de la Loue. Rapportées à la surface, les valeurs estimées pour le massif du Jura varient de 1 à $36 \text{ kgN}/\text{ha}/\text{an}$ avec une moyenne d'environ $13 \text{ kgN}/\text{ha}/\text{an}$.

Concernant la part anthropique, on obtient globalement les mêmes tendances et contrastes sur le territoire. Cependant, il est à noter que les bassins du Haut-Jura ont des flux anthropiques calculés proches de 0, avec même des valeurs négatives pour la Bienne, le Tacon et le Lemme. Cela indique que la concentration moyenne est légèrement inférieure au bruit de fond considéré pour le calcul ($2.5 \text{ mg}(\text{NO}_3)/\text{L}$), synonyme d'un faible impact des apports sur le bassin. Mais cela ne signifie pas totalement l'absence d'impact. En effet, les flux d'azote peuvent être sous-estimés notamment en période estivales en raison de la consommation des nitrates par l'activité

biologique au sein des cours d'eau (développement algal) ; c'est le cas par ex. sur le Doubs à Arçon ou la Loue à Vuillafans (cf. Illustration 34 dans le rapport Charlier et al., 2018).

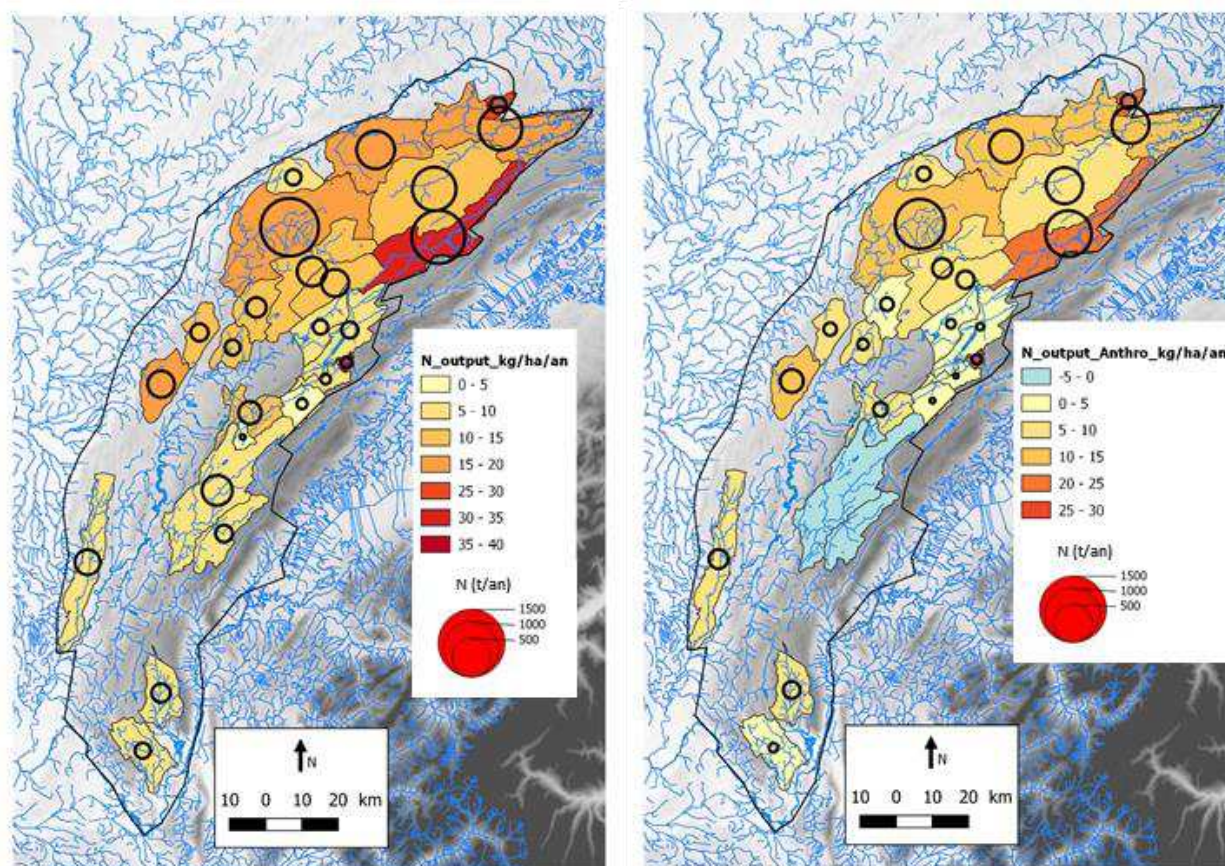


Figure 120 – Flux de N total (à g.) et de N d'origine anthropique (à d.) pour les bassins intermédiaires

Au vu de la variabilité des flux par unité de surface, une autre manière de représenter les données est de tracer les flux en tonnage annuel en fonction de la surface des bassins (Figure 121). Une relation assez forte est alors observée, en lien avec une certaine homogénéité des pressions à l'échelle du massif. Sur la base des exports totaux, on obtient une très bonne corrélation ($r^2=0.7$) qui permet de proposer un flux moyen par unité de surface exporté par les eaux de surface d'environ $1.6 \text{ t(N)/km}^2/\text{an}$, soit 16 kgN/ha/an pour le massif du Jura. Si l'on retire la part naturelle ($2.5 \text{ mg(NO}_3\text{)/L}$) dans les flux exportés, cette relation s'établit à 10.5 kgN/ha/an , indiquant que la part anthropique de l'azote exporté correspond à environ 65% des flux totaux. Ce chiffre est cohérent avec les estimations réalisées dans le cadre d'une étude nationale qui donne pour le massif du Jura des valeurs principalement comprises entre 10 et 20 kgN/ha/an (Dupas et al., 2015) que l'on retrouve dans les grandes zones agricoles d'élevage de l'Est de la France (Lorraine, Bourgogne) ou de Normandie par exemple.

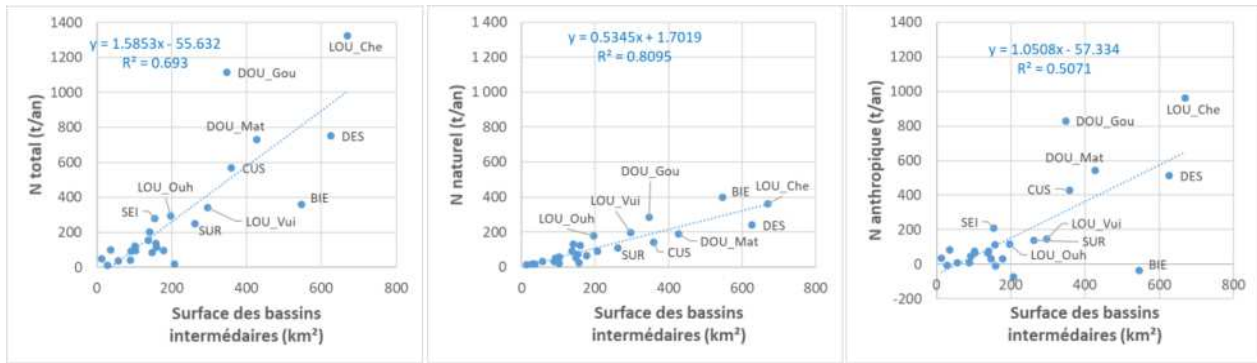


Figure 121 – Relations entre Flux d'azote et surface du bassin intermédiaire pour le total, la part naturelle ($2.5 \text{ mg}(\text{NO}_3)/\text{L}$) et la part anthropique des flux

La Figure 122 exprime les exports d'origine anthropiques en fonction des exports totaux afin de calculer la part des activités humaines dans les flux de N dans les eaux. Comme attendu, le graphique montre qu'en moyenne, les exports anthropiques représentent une très grande part des exports totaux, soit de l'ordre de 75%. En effet le bruit de fond naturel est inférieur à 2.5 mg/L . Le zoom (à droite) permet de voir que pour les bassins de petite taille (et moyenne), ce rapport varie de 30 à 90%.

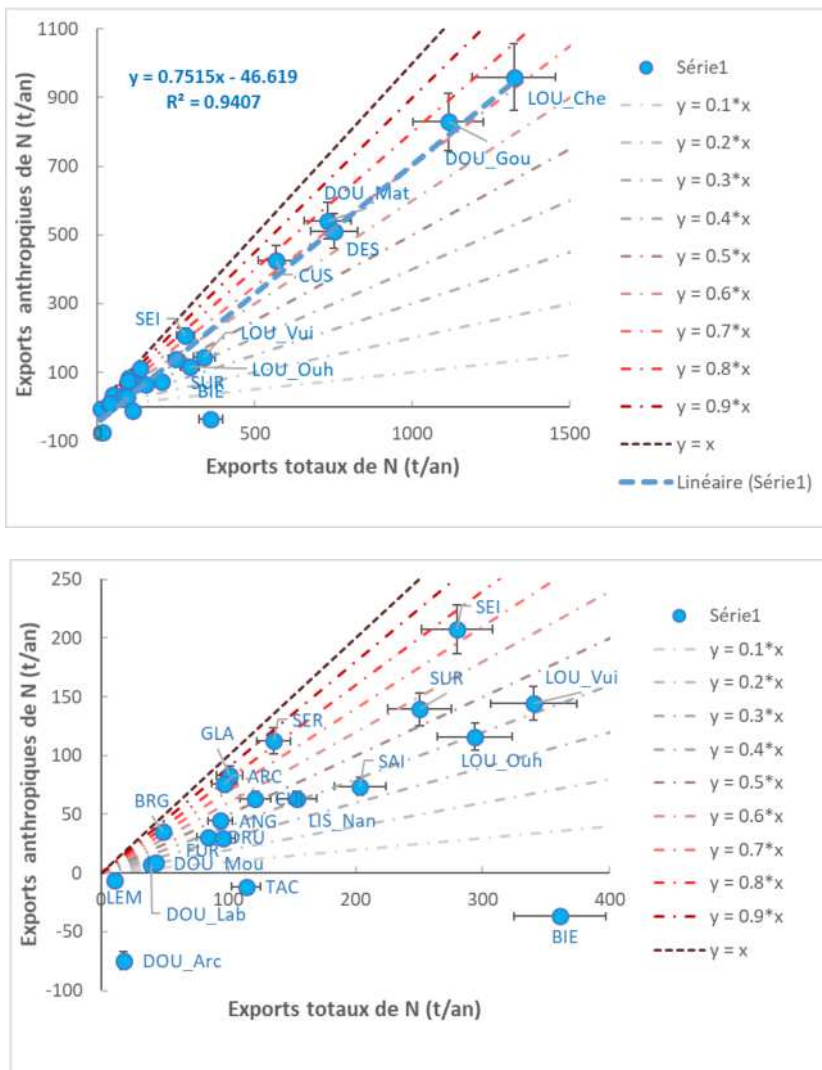


Figure 122 – Relations entre exports d'origine anthropique et exports totaux ; le graphique en bas est un zoom du graphique du haut sur les faibles valeurs

8.5. IMPACT DES ACTIVITES ANTHROPIQUES SUR LA QUALITE DES EAUX

8.5.1. Bilan des apports et exports en N et P

L'impact des activités anthropiques sur la qualité des eaux est abordé dans ce rapport à travers l'analyse des relations entre les variables de pression (sources d'apports en N ou P liées aux activités anthropiques) et variables de qualité de l'eau (concentration ou flux en N ou P à l'exutoire des bassins)

L'analyse conduite dans cette section est globale à l'échelle des bassins, et comprend donc une part d'incertitude liée aux modalités des transferts vers les cours d'eau des différents apports selon leur localisation au sein de ce bassin. Le contexte karstique des bassins du massif du Jura fait que l'on peut retenir deux grands types de transfert au sein des aquifères : i) des transferts lents issus d'une infiltration diffuse sur les plateaux, et ii) des transferts rapides issus d'une infiltration localisée au niveau de pertes de cours d'eau (Doubs, Ain, Valserine, etc.) ou de zones endoréiques (marais de Saône, Lizon supérieur, etc.).

Il est aisé d'imaginer que ces modalités de transfert ont des impacts différents sur le milieu aquatique ; la proximité des apports aux cours d'eau ou aux réseaux de drainage souterrain karstiques étant également une des clés de compréhension de ces impacts.

S'il permet de définir les principaux postes d'apports en nutriments, la méthode de bilan ne permet pas de définir avec précision leurs contributions précises aux exports observées dans les rivières. Mieux définir l'origine des excès en nutriments dans les eaux nécessite alors - en complément - un renforcement des suivis in situ des différents rejets sur des sites pilotes, et/ou l'utilisation d'outils géochimiques. Ce type d'approche est prévue dans la Tâche 3 du projet NUTRI-Karst.

a) Azote

Le bilan des apports en N issus de l'ensemble des activités anthropiques est comparé à celui des exports à l'exutoire des bassins intermédiaires. La Figure 123 présente pour chaque bassin la répartition des postes d'apports issus de l'agriculture (bovins, porcins, volailles, engrais), de l'assainissement (AC, ANC, et boues de STEP), de la transformation du lait. Pour le cas du bassin de la source de la Loue, les apports issus des pertes du Doubs⁹ sont également intégrés. La taille des camemberts sur la Figure est proportionnelle aux flux en N totaux qui apparaissent bien corrélés à la taille du bassin. On notera que dans ce bilan des apports, on ne tient pas compte de l'azote produit par les sols (minéralisation de la matière organique).

On observe globalement que les apports issus de l'agriculture représentent l'essentiel des apports totaux en N. La part des bovins représente à elle seule entre la moitié et les $\frac{3}{4}$ des apports totaux selon les bassins. Les apports issus de l'amendement avec de l'engrais minéral vient en second plan, suivi des apports issus de l'assainissement. Pour ce dernier poste d'apport, les bassins fortement urbanisés (Doubs à Arçon avec Pontarlier, Loue à Chenecey avec Ornans, Bienne à Jeurre avec St-Claude, Doubs à Goumois avec Morteau,....) ont de fait, une plus grande part des apports issus de l'AC.

⁹ Voir le rapport BRGM Charlier, 2019 (BRGM-RP-69534-FR) pour le calcul des flux de pertes

Les autres postes d'apports apparaissent négligeables au regard de ces principaux postes décrits précédemment, comme les rejets issus de l'élevage porcin, les boues de STEP, ou les rejets issus de la transformation du lait. On notera que les apports issus des volailles ne sont pas négligeables sur la Loue à Chenecey en lien avec l'élevage industriel d'Amancey qui concentre 55% de l'ensemble des volailles élevées sur le massif du Jura (voir Section 7.4.5). Dans ce cadre, il faut noter que l'hypothèse d'un épandage des rejets sur le bassin est une hypothèse qui surestime ces apports car elle occulte les épandages sur les zones de culture plaine. Enfin, concernant les apports des pertes du Doubs au bassin de la source de la Loue, elles représentent environ 3.5% des apports totaux.

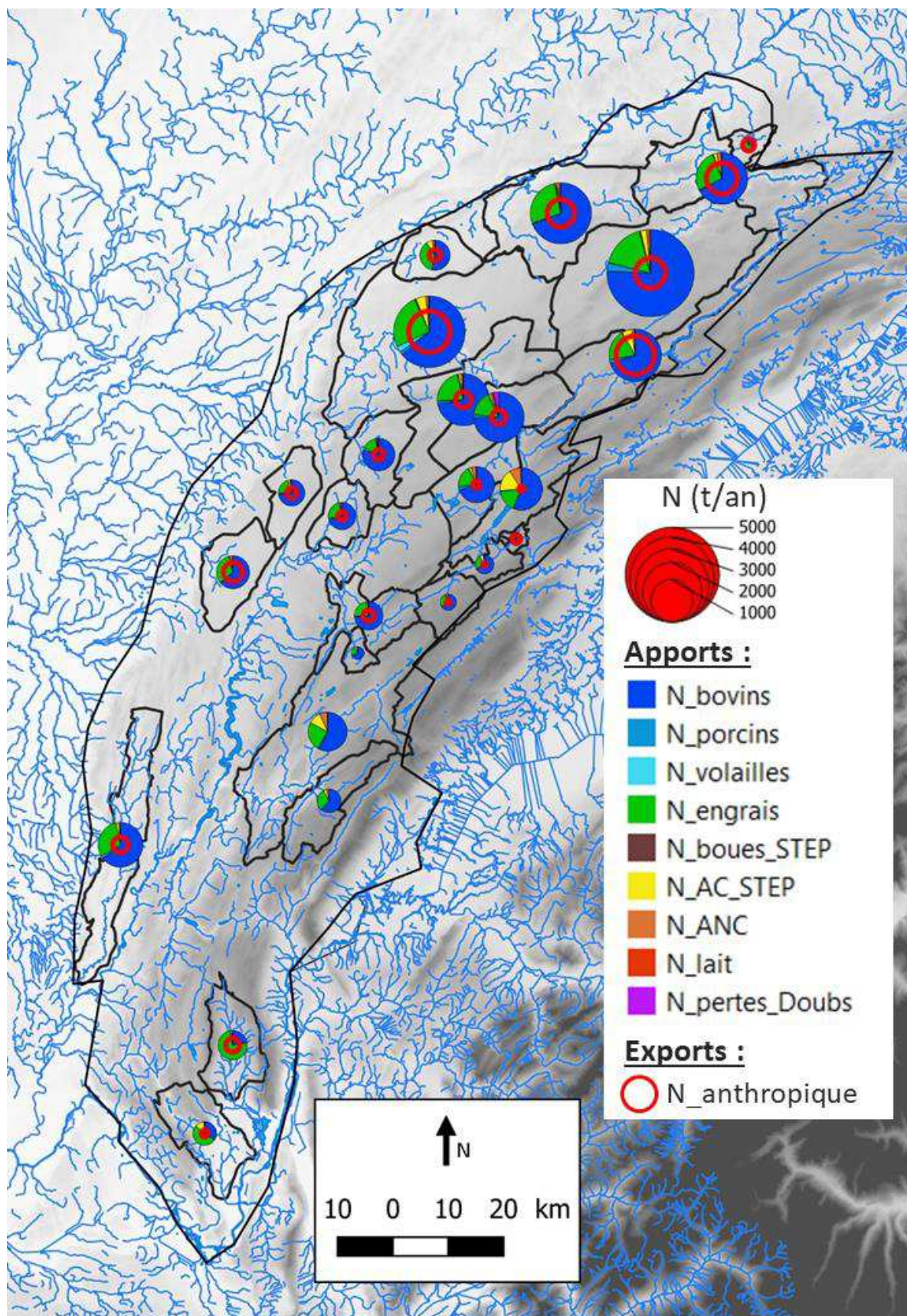


Figure 123 – Bilan des apports totaux en N (t/an) avec indication des exports (cercle rouge) par sous-bassin ; les apports des 2 bassins du Doubs à Goumois et Mathay ne portent que sur la partie française

Sur la Figure 123 sont également représentés par des cercles rouges les exports en N d'origine anthropique à l'exutoire des bassins qui apparaissent inférieurs aux apports totaux. La comparaison de ces apports avec les exports est présentée sur la Figure 124 qui donne les résultats par tonnage annuel en valeur absolue (en haut) et rapportée à la surface du bassin (en bas).

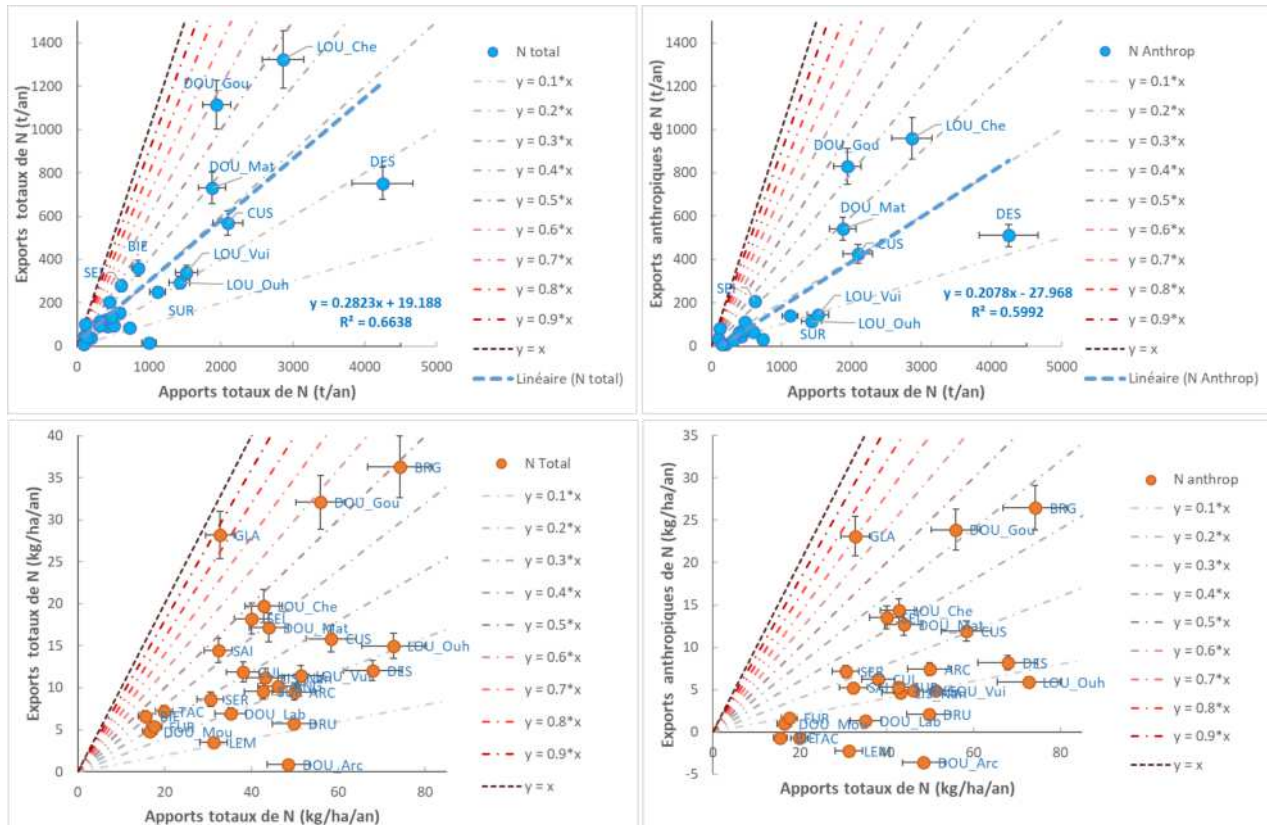


Figure 124 – Comparaison des apports et exports de N par sous-bassins exprimés en valeurs absolues (en bleu, en haut) et par unité de surface (en orange, en bas) ; les exports totaux et anthropiques sont présentés respectivement à gauche et à droite ; les incertitudes sur l'estimation des flux sont estimées à 10% d'erreur pour les apports, calculées selon la fréquence d'échantillonnage pour les exports. Les droites de couleur grise à rouge en tirets indiquent les ratios de 0.1 à 1. On notera que sur ces graphiques les apports des 2 bassins du Doubs à Goumois et à Mathay issus de la partie suisse ont été inclus au prorata des surfaces

Si l'on se base tout d'abord sur l'analyse des tonnages annuels (en haut sur la Figure 124, la régression linéaire proposée ($r^2 = 0.6$) indique que les exports totaux et anthropiques représentent respectivement environ 28% et 21% des quantités apportées. Mais on observe aussi une forte variabilité car les exports anthropiques pour la Loue à Chenecey et le Doubs en aval des pertes représentent 35 à 60% contre 10 à 20% pour le Dessoubre, la Haute Loue et le Lison.

Ensuite, si l'on se base sur l'analyse des tonnages annuels par unité de surface (en orange sur la Figure 124, aucune relation ne se distingue, que ce soit pour les exports totaux ou anthropiques. La variabilité observée illustre alors de forts contrastes dans la capacité de rétention en azote des bassins. A l'échelle globale de notre approche il est difficile d'émettre des hypothèses permettant d'expliquer cette variabilité qui auraient pu ouvrir des pistes de réflexion de gestion. A titre d'exemple, l'indice de rétention en azote ($N_{\text{retention}} = 1 - (\text{Flux_exports}/\text{Flux_apports})$) exprimé en fonction du débit moyen n'apporte pas d'éléments

supplémentaires (Figure 125). Différentes modalités de transfert des apports au cours d'eau sont alors à envisager pour expliquer ces contrastes. Une analyse plus fine des caractéristiques physiographiques et des processus hydrogéologiques à l'échelle des bassins est alors nécessaire pour mieux les définir.

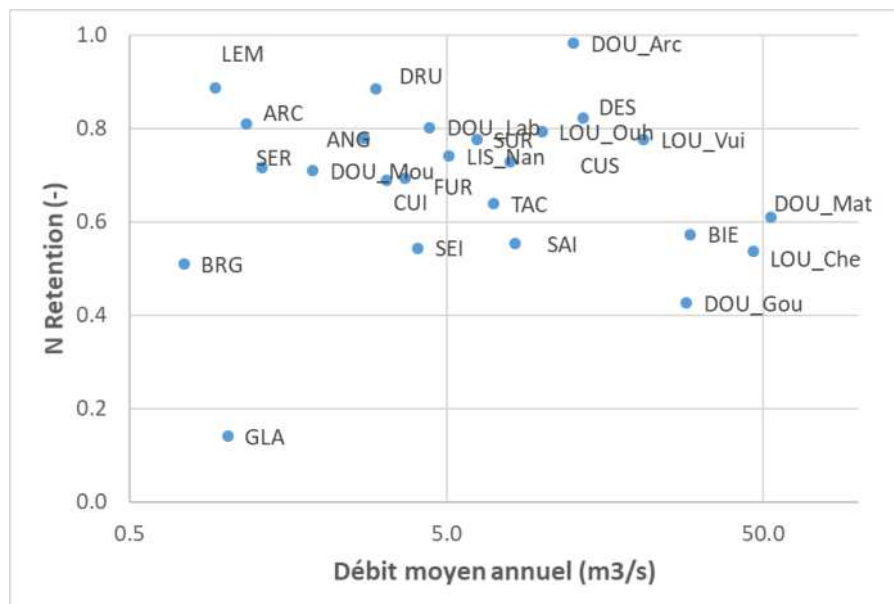


Figure 125 – Indice de rétention de l'azote des bassins intermédiaires en fonction de leur débit moyen. On notera que les apports des 2 bassins du Doubs à Goumois et à Mathay issus de la partie suisse ont été inclus au prorata des surfaces de la partie française

On peut néanmoins identifier les bassins situés sur le département du Doubs (Gland, Doubs en aval des pertes, Bief Rouge et Loue à Chenecey) et du Jura (Saine à Syam et Seille à Voiteur), comme les bassins possédant les indices de rétention les plus faibles, nous amenant à les considérer comme des bassins particulièrement sensibles à une pollution en azote. A l'inverse, les sous-bassins du Doubs amont (Arçon, Drugeon), le Lemme, Arcier et le Dessoubre comme des bassins peu sensibles. Les graphiques par unité de surface tendent à montrer que cette sensibilité des bassins du Doubs ne tient pas uniquement au fait que les apports sont généralement plus élevés, car la Figure 124 montre que pour une même gamme d'apport entre 40 et 60 kg/ha/an, les ratios varient de 10% (ex. Drugeon) à 60% (ex. Doubs à Goumois¹⁰).

a) Phosphore

La Figure 126 présente le bilan des apports en P issus de l'ensemble des activités anthropiques. La légende est identique à celle de la Figure 123 pour les bilans en N. On observe globalement l'importance des apports issus des rejets bovins qui comptent souvent pour plus des ¾ de ces apports. Le second poste d'apport porte en général sur les cultures fertilisées par des engrais minéraux, qui représentent un pourcentage moindre que l'azote du fait de la réduction des engrais phosphatés dans les pratiques agricoles depuis plus de 40 ans (voir la section 7.4.6).

De manière un peu surprenante, les apports en P issus de l'assainissement apparaissent très minoritaires, voir négligeables au regard des apports agricoles. Ce n'est toutefois pas le cas pour les bassins urbanisés dont le poste assainissement représente 10 à 15% des apports totaux (Doubs à Arçon, Loue à Chenecey, Dessoubre à St Hippolyte). Les autres postes d'apports sont négligeables, mis à part les apports issus des volailles qui peuvent représenter 8% (Loue à Chenecey).

¹⁰ Pour le Doubs à Goumois, il n'est pas non plus exclus un biais dans les bilans, lié à des apports non quantifiés sur la partie suisse

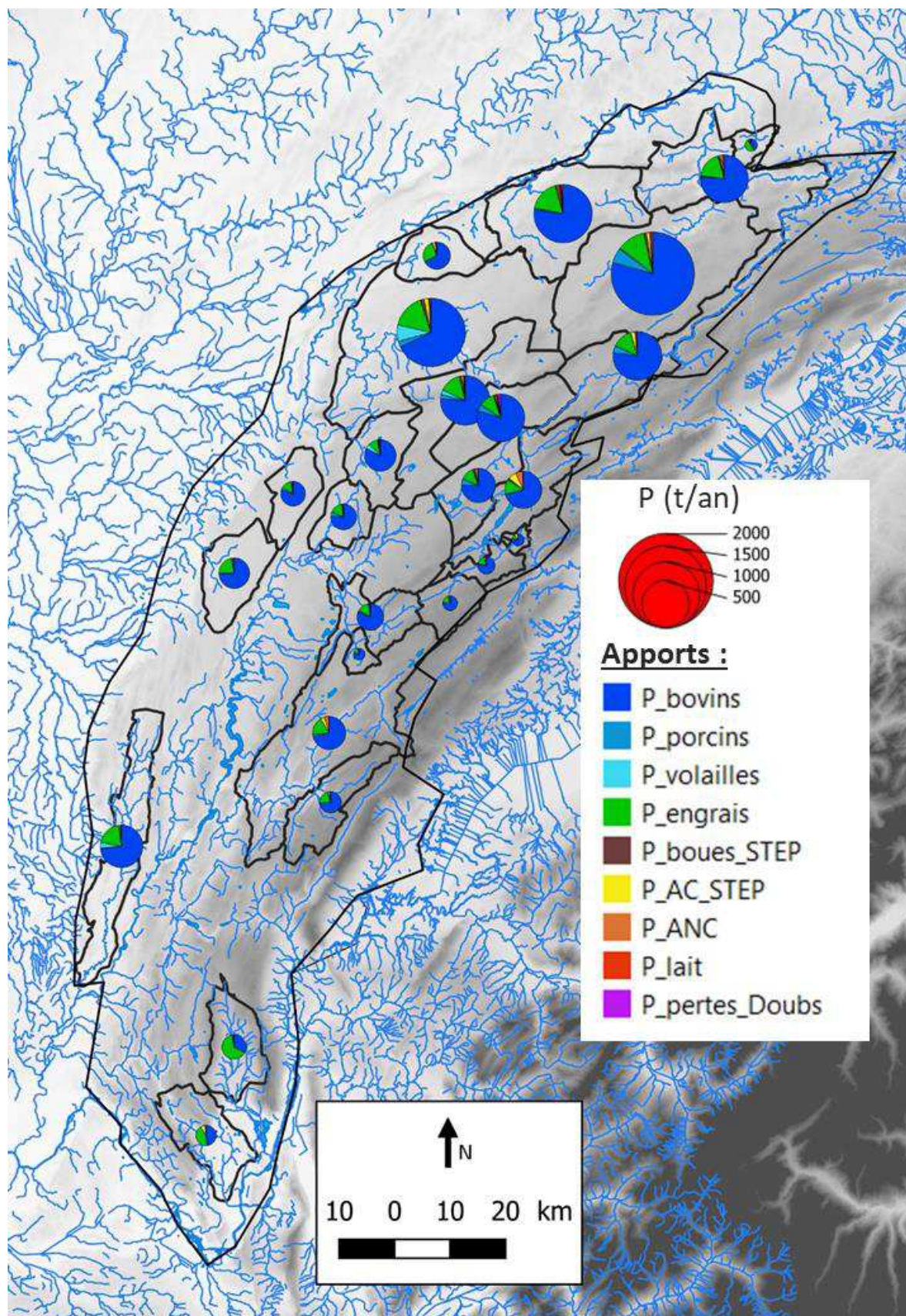


Figure 126 – Bilan des apports totaux en P (t/an) ; les apports des 2 bassins du Doubs à Goumois et Mathay ne portent que sur la partie française

8.5.2. Impact des pratiques agricoles sur les concentrations en NO_3 et flux de N

Afin d'expliquer la variabilité spatiale de la qualité des eaux sur les bassins, une analyse en composantes principale a été réalisée sur les variables physiographiques (pluie efficace et altitude) et agricoles (occupation du sol et effectif bovin), conformément à nos résultats mettant en évidence l'agriculture comme premier poste d'apport en N. Seuls les bassins supérieurs à 50 km² ont été retenus pour l'analyse afin d'homogénéiser la taille des bassins utilisés dans l'analyse ; ainsi les 3 bassins du Bief Rouge, du Gland et de la Lemme ont été écartés de l'analyse présentée ci-dessous. Les variables de qualité des eaux (flux en N & concentration en NO_3) ne sont pas utilisées comme variables actives pour l'ACP, mais projetées dans le plan F1 et F2 sur la Figure 127.

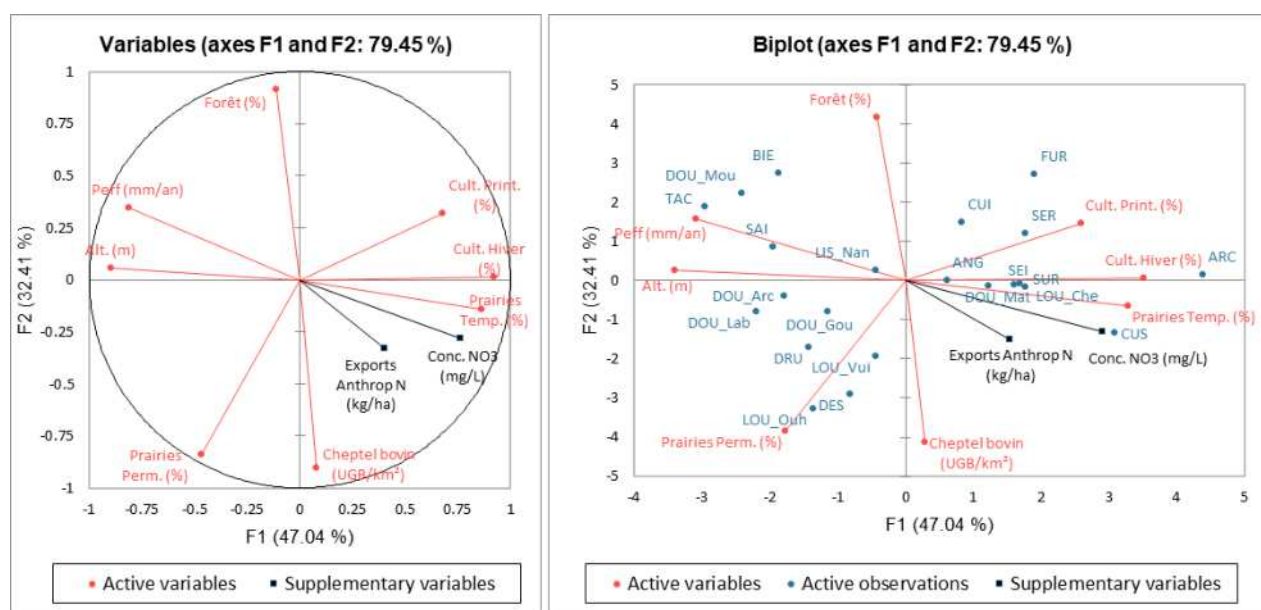


Figure 127 – ACP sur les variables physiographiques, agricoles (variables actives) et de qualité des eaux (variables additionnelles) agrégées à l'échelle des bassins intermédiaires

Les résultats indiquent que 79% de la variance est expliquée par les 2 premiers axes factoriels :

- un premier axe (F1 : 47%) « travail du sol et fertilisation minérale » expliqué par l'intensification des pratiques agricoles vers les basses altitudes (à droite de l'ACP) où l'on observe une anti-corrélation entre le taux de parcelles en culture d'hiver & prairies temporaires, et l'altitude corrélée à la pluie efficace Peff qui augmente sur les reliefs ;
- un second axe (F2 : 32%) « élevage » expliqué par l'effectif bovin et dans une moindre mesure le taux de surface dédiée à l'élevage (prairies permanentes) avec des amendements principalement organiques anti-corrélée avec le taux de surface en forêt.

Dans ce plan F1-F2, la projection de la concentration moyenne en NO_3 et des flux de N exportés se positionnent entre le pôle « travail du sol & fertilisation » et le pôle « élevage ». La concentration moyenne en NO_3 est fortement corrélée à la présence de cultures d'hiver et de prairies temporaires ($r=0.8$; Tableau 21), et les flux de N relativement moins bien corrélés aux prairies temporaires ($r=0.4$) et anti-corrélés à Peff ($r=-0.5$). On notera également l'absence de corrélation significative des variables de qualité des eaux avec celles du second axe, mettant en évidence le rôle peu impactant des prairies permanentes, malgré l'importance des apports d'origine bovine sur ces parcelles qui couvrent l'essentiel de la SAU (cf section 7.2) ; pour rappel, les prairies permanentes couvrent en moyenne 40% (entre 20 et 60%) de la surface totale des bassins, soit 80% (entre 45 et 100%) de la SAU.

Variables	Cheptel bovin (UGB/km ²)	Alt. (m)	Peff (mm/an)	Prairies Perm. (%)	Prairies Temp. (%)	Cult. Print. (%)	Cult. Hiver (%)	Forêt (%)	Exports Anthrop N (kg/ha)	Conc. NO3 (mg/L)
Cheptel bovin (UGB/km ²)	1									
Alt. (m)	-0.184	1								
Peff (mm/an)	-0.367	0.770	1							
Prairies Perm. (%)	0.627	0.388	0.108	1						
Prairies Temp. (%)	0.242	-0.729	-0.617	-0.342	1					
Cult. Print. (%)	-0.356	-0.519	-0.427	-0.439	0.379	1				
Cult. Hiver (%)	-0.005	-0.720	-0.673	-0.434	0.835	0.613	1			
Forêt (%)	-0.690	0.064	0.354	-0.798	-0.188	0.041	-0.164	1		
Exports Anthrop N (kg/ha)	0.334	-0.384	-0.491	0.058	0.429	0.002	0.399	-0.281	1	
Conc. NO3 (mg/L)	0.358	-0.623	-0.664	-0.177	0.808	0.284	0.800	-0.312	0.584	1

Tableau 21 – Matrice de corrélation (Pearson (n)) sur les variables de l'ACP de la Figure 127 ; les variables en noir et bleu sont respectivement les variables explicatives (actives) et additionnelles ; les valeurs en gras sont différentes de 0 avec un niveau de probabilité à 5%

Sur la base de ces résultats, il est possible d'expliquer la variabilité spatiale des concentrations en NO₃ et des flux en azote à partir d'un choix simplifié de variables. En accord avec la matrice de corrélation (Tableau 21) qui montre des corrélations linéaires significatives entre la concentration moyenne en NO₃ et le pourcentage des surfaces en prairies temporaires et cultures d'hiver, la Figure 128 présente la relation entre NO₃ et le pourcentage total des surfaces regroupant l'ensemble des occupations du sol utilisatrices de fertilisants minéraux (prairies temporaires, cultures d'hiver et de printemps). On observe une corrélation avec un R² de 0.35 qui indique une relation assez forte entre l'excès de nutriments dans les eaux et ce type de pratiques agricoles. Ce résultat illustre donc la diversité des impacts des différentes pratiques agricoles sur la qualité des eaux, avec notamment un impact beaucoup plus élevé des prairies temporaires et des parcelles en culture qui couvrent à elles-deux en moyenne 7% (de 0 à 25%) de la surface totale, soit 16% (de 0 à 55%) de la SAU. Ces deux types d'occupation du sol - malgré le fait qu'elles soient minoritaires - sont donc identifiées comme des pratiques agricoles à risque pour la pollution des eaux par les nutriments.

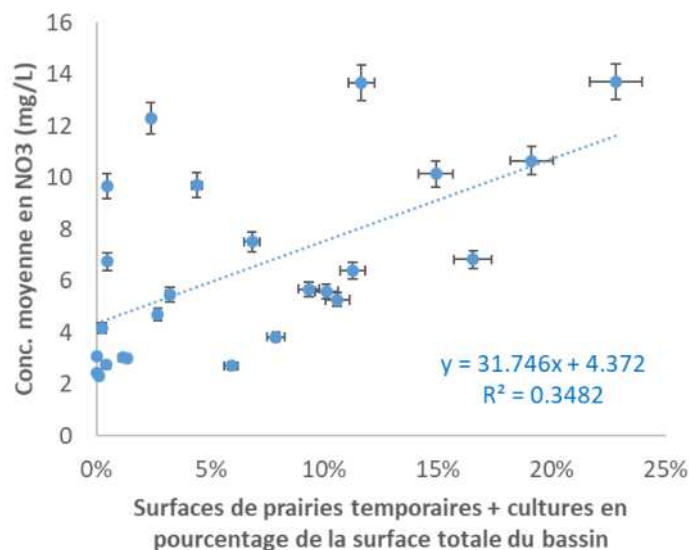


Figure 128 – Relations entre occupation du sol (exprimée en pourcentage de la surface totale) et la concentration moyenne en sortie de bassin intermédiaire ; les barres d'erreur indiquent une incertitude de 5%

8.5.3. Facteurs d'explication des évolutions inter- et pluri-annuelles en NO_3 et PO_4

a) Effet des pratiques agricoles sur les évolutions pluriannuelles

La Figure 129 présente les chroniques annuelles des concentrations moyennes en NO_3 et PO_4 dans les eaux de la Loue à Chenecey-Buillon (en bleu) avec celles des livraisons d'engrais minéraux de N et P obtenues auprès de l'UNIFA (en rouge) ; voir les sections 7.4.6 et 8.4.1. Notons qu'ici le tonnage des livraisons d'engrais peut être vu comme un indice de l'intensification des pratiques agricoles car il répond aux grandes tendances des politiques agricoles.

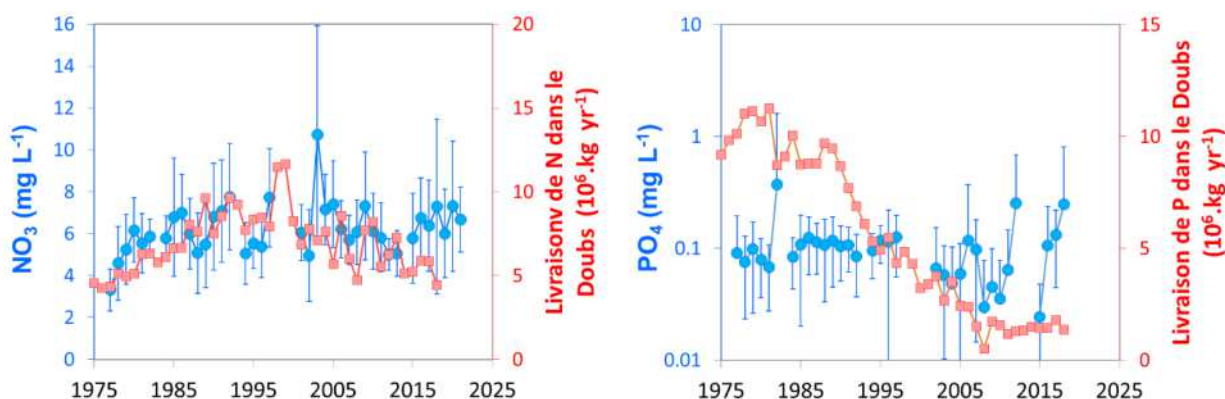


Figure 129 – Livraisons annuelles de N (à g.) et de P (à d.) en comparaison des teneurs moyennes en NO_3 et PO_4 (échelle log) dans la Loue à Chenecey-Buillon ; on notera un changement de réseau de surveillance à compter de 2015 pour NO_3 et PO_4 dans les eaux

Concernant l'azote, on observe globalement que les deux courbes de livraisons d'engrais et de NO_3 ont une évolution similaire, avec une augmentation dans les années 70, 80 et 90, qui s'infléchit à partir des années 2000 pour les NO_3 , voir diminue pour les livraisons d'engrais. Concernant les phosphates, on observe une tendance bien différente entre les deux séries, avec une forte diminution du phosphore utilisé en agriculture dès les années 80 qui ne semble pas être répercutée dans les suivis de PO_4 dont on peut noter l'absence de tendance sur l'ensemble de la série.

Les grandes tendances sur les exportations d'azote dans les eaux du Jura peuvent s'expliquer en partie par une évolution sur le long terme des pratiques agricoles, car la diminution de la fertilisation minérale sur les cultures et les prairies est probablement la raison de l'inflexion observée sur les tendances à la hausse des nitrates dans les eaux, et ce, même si les engrais représentent moins de 30 % en moyenne des grands postes d'apports d'azote.

L'évolution du PO_4 dans les eaux est très différente de celle du NO_3 mais est également différente des tendances du phosphore à large échelle dans d'autres régions. En effet, les concentrations et les charges en P ont fortement diminué dans les principaux fleuves européens au cours des années 1990 (Bouza-Deaño et al. 2008 ; Ludwig et al. 2009 ; Floury et al. 2012 ; Aguilera et al. 2015). Mais dans notre cas, la forte baisse de la fertilisation minérale contenant du P n'est pas suivie par une diminution de PO_4 des eaux. Ainsi, bien que les bilans annuels indiquent que les apports phosphorés les plus importants sont issus de l'agriculture (voir section 8.5.1 : 94.8 % des apports PO_4 d'origine agricole dont 20 % par les engrais ; contre 4.5 % pour l'assainissement), on peut supposer que des apports minoritaires (en bilan) contribuent de manière importante à la contamination en PO_4 . En cohérence avec Mainstone et Parr (2002), on peut alors émettre l'hypothèse que l'origine du phosphore dans les eaux du massif du Jura est plutôt celle des stations de traitement des eaux et des rejets domestiques et industriels, car

beaucoup d'entre elles se situent à proximité du réseau hydrographique. Des investigations supplémentaires sur le suivi des rejets de STEP est nécessaire pour confirmer cette hypothèse.

Nos résultats sont cohérents avec certaines caractérisations régionales montrant que la dynamique des NO_3 dans l'eau s'est avérée être un processus incluant principalement les pratiques agricoles, tandis que celle de PO_4 semblait dépendre davantage des impacts locaux, issus d'activités urbaines et industrielles (Aguilera et al. 2015).

b) Effet des périodes sèches sur l'intensité du lessivage de l'azote

L'évolution annuelle des nitrates dans les eaux de surface et souterraines suit un cycle qui se différencie d'années en années par l'intensité du pic en NO_3 lors des crues de reprises automnales. Le pic exceptionnel de 2003 suite à la sécheresse tout aussi exceptionnelle est à la base d'une hypothèse qui met en avant l'effet des périodes sèches comme un des facteurs contrôlant l'intensité du lessivage. Pour étayer cette hypothèse, nous avons compilé pour la série de Chenecey-Buillon un indicateur de sécheresse hydrologique avec le pic annuel de concentration en NO_3 . Différents indicateurs hydrologiques ont été recherchés : CN3, CN10, durée de l'étiage, Nous présentons ici les résultats retenus avec le débit minimum journalier qui donne les meilleurs résultats, et qui a de plus l'avantage d'être très simple à obtenir.

La Figure 130 présente pour 18 années la relation entre le débit minimum en début de cycle hydrologique (et donc fin d'étiage du cycle précédent) et le pic en NO_3 observé lors des premières crues de reprise de ce cycle. On observe une forte relation ajustée par une loi puissance ($r^2 = 0.78$) et qui indique que plus le débit est faible en fin d'étiage, et plus le pic de lessivage des NO_3 est élevé lors des premières crues de reprise.

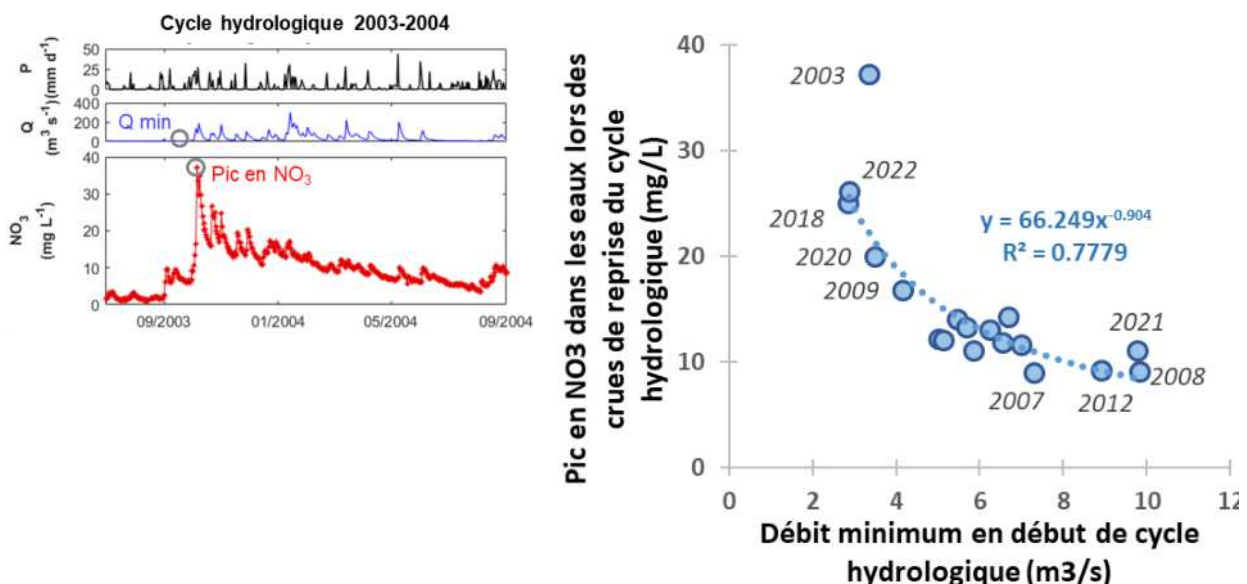


Figure 130 – Relation entre débit minimal en début de cycle hydrologique et pic de nitrate lors des crues de reprise sur la Loue à Chenecey-Buillon ; avec à gauche un exemple de sélection des points sur le cycle 2003-2004 illustrant que les couples Q et NO_3 ne sont pas synchrones

Un test de prédiction de cette relation a été testé en séparant la chronique en 2 séries (2003-2011 et 2012-2022), afin de calculer une concentration théorique sur la base de l'équation établie pour l'autre série. Le Tableau 22 présente les résultats obtenus et l'erreur relative entre la valeur du pic de NO₃ calculée et observée. On constate que cette relation a une valeur de prédiction intéressante qui est quantifiée en moyenne à +/-16% des valeurs de pic en NO₃.

Année	Qmin (m3/s)	NO3 max obs (mg/L)	NO3 max cal (mg/L)	Err_rel
2003	3.4	37.2	20.6	-45%
2004	5.0	12.1	15.0	24%
2005	5.7	13.3	13.6	2%
2006	6.7	14.2	12.0	-16%
2007	7.3	9.0	11.2	24%
2008	9.8	9.1	8.8	-3%
2009	4.2	16.8	17.5	4%
2010	7.0	11.6	11.6	0%
2011	6.6	11.8	12.2	3%
2012	8.9	9.2	8.5	-8%
2015	5.5	14.0	14.9	7%
2016	5.9	11.0	13.8	25%
2017	6.3	13.0	12.8	-2%
2018	2.9	25.0	31.4	26%
2019	5.1	12.0	16.0	33%
2020	3.5	20.0	24.8	24%
2021	9.8	11.0	7.6	-31%
2022	2.9	26.1	31.0	19%

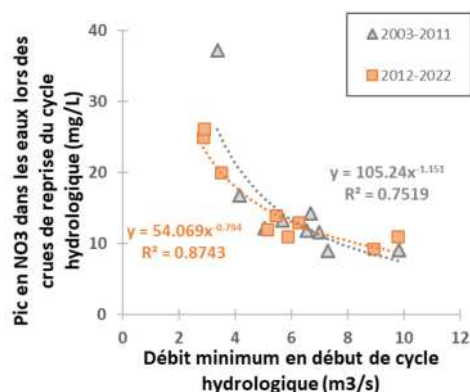


Tableau 22 – Données de débit Q et pic en NO₃ observées et calculées à la station de Chenecey-Buillon sur la Loue ; les valeurs calculées sur chacune des deux séries 2003-2011 et 2012-2022 le sont à partir de la relation établie sur l'autre série, cf équation sur le graphique de droite

Sur la base de ces résultats, on constate que l'intensité des sécheresses est un facteur clé pour expliquer l'intensité d'une mobilisation des NO₃ dans les eaux. A l'échelle du bassin versant, ce résultat est en accord avec une étude récente de Winter et al. (2023) qui montre que les sécheresses peuvent limiter la capacité de rétention de l'azote dans les bassins, et intensifier la pollution par les nitrates. Cela est également cohérent avec des travaux expérimentaux à l'échelle locale qui ont montré que la fertilisation de prairies en période de sécheresse induit une augmentation des concentrations en nitrates dans les eaux de lessivage de sol lorsqu'il est à nouveau saturé après un épisode de sécheresse intense (Klaus et al., 2020). Lorsque les étés sont plus chauds on observe également une augmentation de la minéralisation de la matière organique et une diminution de l'absorption par les plantes, avec en conséquence une augmentation du lessivage des nitrates (Scholefield et al., 1993).

L'influence des sécheresses sur les transferts d'azote a deux explications qui se combinent. D'une part, les périodes sèches s'accompagnent d'une baisse des rendements agricoles, qui augmentent l'azote du sol disponible au lessivage. D'autre part, le contexte particulier des crues de reprise fait que différents types d'eau sont mobilisées : i) des eaux souterraines préalablement stockées dans le karst (Le Mesnil et al., 2022) et enrichies en NO₃ par les lessivages successifs des épisodes pluvieux printaniers et estivaux, et ii) des eaux issues du lessivage des sols lors des épisodes pluvieux de ces crues de reprise qui sont alors faiblement diluées par le faible volume d'eau de la zone noyée du karst en fin d'été.

8.6. SYNTHÈSE

L'analyse des apports en nutriments à travers l'établissement d'un bilan des différentes sources (origines) montre globalement que l'agriculture est le principal poste d'apport aussi bien en N qu'en P. Bien que les pratiques les plus intensives s'observent en zone basse (travail du sol et fertilisation minérale), le cheptel bovin est responsable d'environ $\frac{3}{4}$ des apports totaux en N et P. Les bassins urbanisés où se situent Pontarlier, Morteau, Ornans, St-Claude sont également impactés par les rejets issus de l'assainissement dans des pourcentages de plus de 10 à 25% en apports de N à l'échelle des bassins. La question des rejets issus des fromageries a été traitée à partir de données non exhaustives, et faisant appel au secret statistique, nécessitant dans certain cas des regroupements de bassins. Malgré cela, on observe toutefois que le tonnage par an de ces rejets est d'un ordre de grandeur inférieur à celui des rejets issus de l'assainissement indiquant que la part des apports issus de la transformation du lait est minoritaire dans les bilans globaux. Cela ne signifie pas pour autant que leur impact sur les eaux est minoritaire étant donné que les rejets de fromageries peuvent être situés à proximité des cours d'eau.

L'analyse des exports en azote à l'échelle du massif du Jura a été réalisée à partir des suivis en NO_3 qui est la forme d'azote majoritaire dans les eaux. Les résultats indiquent que les concentrations en NO_3 augmentent vers les zones aval, atteignant un excès moyen jusqu'à 6 fois supérieur au bruit de fond naturel (d'environ 2.5 mg/L). A l'échelle du massif du Jura, on observe sur le long terme une inflexion dans les années 2000 des tendances à la hausse des années 80-90, sans pour autant engendrer une réduction importante du niveau de pollution. Ainsi, le constat est que malgré des efforts portés sur les apports d'origine agricoles depuis la fin des années 90, l'ensemble des sources et rivières du massif est impacté durablement par une pollution en azote. Les flux d'azote exportés à l'échelle du bassin sont corrélés à leur surface, car les flux sont principalement contrôlés par le débit moyen, et donc la surface drainée. Cela nous amène à proposer un flux moyen total par unité de surface exporté par les eaux d'environ 16 kg(N)/ha/an. Si l'on retire la part de N d'origine naturelle dans les flux exportés, cette relation s'établit à 10.5 kg(N)/ha/an, indiquant que l'excès en azote issu de la part anthropique correspond à environ 65% des flux totaux exportés dans les cours d'eau.

L'analyse des flux d'apports et d'exports d'azote à l'échelle des bassins a permis de montrer que les exports totaux et anthropiques à l'exutoire des bassins représentent en moyenne respectivement 28% et 21% des quantités apportées. Cependant, une certaine variabilité existe (entre 10 et 60%) indiquant notamment que les bassins du département du Doubs sont identifiés comme les bassins les plus exportateurs. Du fait de la prédominance des apports d'origine agricole, une analyse des impacts des pratiques a été réalisée afin d'expliquer les niveaux moyens de concentration et de flux. Les résultats montrent que la concentration moyenne en NO_3 et les flux de N exportés s'expliquent par une influence combinée des parcelles soumises au travail du sol et à une fertilisation minérale (cultures et prairies), et dans une moindre mesure l'importance du cheptel bovin. Cette approche à large échelle met en évidence i) la disponibilité au lessivage de l'azote du sol sous forme de nitrates susceptible de générer des pics dans les eaux à l'automne, et ii) l'importance des amendements organiques via le cheptel bovin dans l'importance des flux d'azote exportés. La fertilisation minérale étant limitée dans les prairies par le cahier des charges de l'AOP Comté, l'évolution à long terme en NO_3 observée sur le massif est probablement la conséquence de plus grands changements des pratiques sur les cultures (environ 10% de la SAU) et lors du retournement des prairies temporaires pour leur mise en culture (environ 10% de la SAU retournée une année sur cinq en moyenne). Ces résultats montrent également la diversité des impacts des différentes pratiques agricoles sur la qualité des eaux. En effet, les résultats montrent d'une part que les pratiques agricoles des prairies permanentes qui couvrent 70% à 80% de la SAU semblent avoir un impact modéré, en comparaison de celles des prairies temporaires et cultures. Celles-ci sont notamment identifiées comme des pratiques agricoles à risque.

En dernier lieu, l'analyse à long terme de la chronique en NO_3 dans les eaux de la Loue à Chenecey-Buillon a permis de proposer un modèle prédictif d'exportation de l'azote basée sur les deux indicateurs de sécheresse (débit minimum en début de cycle hydrologique) et de pic annuel en NO_3 lors des crues de reprises du cycle. Ce modèle permet d'expliquer l'intensité d'une mobilisation des NO_3 dans les eaux par l'importance des sécheresses, caractérisées par de plus forts reliquats azotés disponibles au lessivage, et la mobilisation d'eaux enrichies en NO_3 par les lessivages printaniers et estivaux (eau préalablement stockée dans le karst) et les lessivages automnaux.

9. Synthèse générale et perspectives

9.1. PRINCIPAUX RESULTATS

L'objectif scientifique était d'évaluer les effets du changement global sur la qualité des eaux des rivières comtoises à l'échelle du massif du Jura, en retraçant les évolutions à moyen-long terme des données environnementales - qui sous ce terme regroupent les données hydro-climatiques, agricoles, hydrologiques et physico-chimiques - et en analysant les relations qui existent entre elles. L'analyse spatiale à large échelle et temporelle sur le long terme des pressions anthropiques sur le massif du Jura exposée dans ce rapport, montre globalement des évolutions importantes sur les 50 dernières années qu'il convient de prendre en compte dans leur globalité pour tenir compte des interactions entre forçages anthropiques et climatiques.

Données hydro-climatiques. En regard d'une analyse sur les 130 années passées, nos résultats montrent que la période 1970-2020 est caractérisée par une forte non-stationnarité des variables hydro-climatiques. On observe sur l'ensemble du massif du Jura une augmentation de la température de l'air, une absence de tendance (ou tendance à la hausse localisée) de la pluie, une baisse de l'enneigement en zone basse et plateau de la moitié nord, une augmentation généralisée de l'ETP. Ces résultats montrent une augmentation chronique du stress hydrique lié principalement au réchauffement climatique.

Hydrologie. La baisse sur les débits s'observe sur la moitié des stations réparties sur l'ensemble du massif et est cohérente avec la baisse des pluies efficaces, mettant en évidence une diminution progressive et durable des ressources en eau sur le massif du Jura depuis 50 ans. Ces résultats illustrent **la vulnérabilité des hydrosystèmes karstiques du massif jurassien face au changement climatique, caractérisé principalement par un réchauffement, en l'absence de tendance nette dans les précipitations. Cela se traduit par une tendance à la sévérité des étiages sur certains cours d'eau non influencés par les aménagements hydroélectriques. Cette sensibilité des hydrosystèmes jurassiens est probablement liée à leurs propriétés faiblement capacitives, limitant les réserves capables de tamponner les phénomènes de sécheresses.**

Température de l'eau. L'analyse de la variabilité inter-sites (Bienne, Doubs, Loue) montre qu'une grande part de la variabilité de la température des eaux de surface est contrôlée par les apports d'eau souterraine (qui ont un pouvoir régulateur grâce à leur plus faible variabilité saisonnière) et également par la morphologie du linéaire du cours d'eau (favorisant ou limitant le réchauffement). L'analyse des tendances a montré **la sensibilité des aquifères et des eaux de surface fortement influencées par ceux-ci au réchauffement climatique, avec des tendances à la hausse qui peuvent être significatives comme sur la Loue ou le Haut-Doubs.** Cela ne signifie pas que le changement climatique est le seul forçage responsable de ces évolutions thermiques en rivière, car les aménagements de berge et les prélèvements peuvent également être des facteurs amplifiants le réchauffement. Il convient donc de porter une attention particulière aux tronçons faiblement influencés par les eaux souterraines régulatrices, ou sur les zones d'élargissement des cours d'eau, qui favorisent leur réchauffement. Des mesures qui limiteraient les pics de chaleur estivaux peuvent être envisagées dès à présent, par exemple par la re-naturalisation des ripisylves qui favorisent l'ombrage, la limitation des zones calmes, et la limitation des prélèvements en rivière.

Minéralisation de l'eau. Des tendances à la hausse de la minéralisation des eaux sont observées sur la période 1980-2000 suivi d'une stabilisation depuis 2000. **L'évolution la minéralisation des eaux du massif du Jura apparaît bien contrôlée par le phénomène de**

dissolution naturelle des carbonates, la part de la dissolution d'origine anthropique n'est pas détectable, ce qui indique une faible incidence des pratiques agricoles sur la minéralisation des eaux. **La forte corrélation entre la température de l'air et la minéralisation des eaux suggère que l'impact du réchauffement climatique sur les eaux souterraines est visible sur les tendances à long terme (décennies).**

Données agricoles. Depuis la fin du XIX^{ème} siècle au début du XXI^{ème} l'occupation du territoire a fortement évolué avec une augmentation de la part des forêts (de 26 % à 43%) et des prairies et une diminution des surfaces consacrées aux cultures (passant de 34 à 10 % dans le Doubs et de 38 à 17 % dans le Jura). Les prairies représentent l'occupation du sol ultra-majoritaire du massif du Jura, en particulier les prairies permanentes (80 % de la surface agricole) qui se situent loin devant les prairies temporaires (10 %). **Cette occupation du sol qui n'a pas évolué depuis 50 ans, est liée à l'adaptation des prairies au contexte pédoclimatique et au dynamisme de la filière laitière locale.** Le cheptel bovin, dominé par les vaches laitières et les génisses, a très peu évolué sur le massif du Jura depuis 40 ans du fait d'un maintien du nombre de vaches laitières pour assurer la production de lait dans un contexte de prix particulièrement favorable. **L'azote du cheptel bovin constitue la source principale d'azote, devant la fertilisation minérale.** La fertilisation minérale des prairies sous forme d'engrais minéraux de synthèse est par ailleurs largement inférieure à la moyenne française du fait des cahiers des charges des AOP fromagères. **Suite à une augmentation dans les années 70-90, on observe depuis 20 ans pour les engrais azotés et depuis 40 ans pour les engrais phosphatés une diminution régulière des livraisons d'engrais sur le massif du Jura.** Les éleveurs ont massivement mis aux normes leurs bâtiments et leurs capacités de stockage des effluents d'élevage depuis le milieu des années 90, et la généralisation des plans d'épandage dans les exploitations a également permis de limiter les risques de transferts de fertilisants dans l'environnement.

Nutriments. L'agriculture est le principal poste d'apport aussi bien en N qu'en P. Bien que les pratiques les plus intensives s'observe en zone basse (travail du sol et fertilisation minérale), **le cheptel bovin est responsable d'environ ¾ des apports totaux en N et P. Les bassins urbanisés où se situent Pontarlier, Morteau, Ornans, St-Claude sont également impactés par les rejets issus de l'assainissement.** Les concentrations en NO₃ augmentent vers les zones aval, atteignant un excès moyen jusque 6 fois supérieur au bruit de fond naturel (environ 2.5 mg/L). A l'échelle du massif du Jura, **on observe sur le long terme une inflexion dans les années 2000 des tendances en NO₃ qui étaient à la hausse dans les années 80-90, sans pour autant engendrer une réduction importante du niveau de pollution des eaux.** Le taux de flux de N exporté à l'échelle du massif a été quantifié à 16 kg(N)/ha/an, sachant qu'**environ 1/5 des apports globaux sont exportés à l'exutoire des bassins. Les niveaux de concentration en NO₃ et les flux de N exportés s'expliquent par une influence combinée des parcelles soumises au travail du sol et à une fertilisation minérale (cultures et prairies temporaires), et l'importance du cheptel bovin dans une moindre importance.** Cela s'interprète par i) la disponibilité au lessivage de l'azote du sol sous forme de nitrates susceptible de générer des pics dans les eaux à l'automne, et ii) l'importance des amendements organiques via le cheptel bovin dans l'importance des flux d'azote exportés. **Un modèle prédictif d'exportation de l'azote a été établi sur la base de deux indicateurs de sécheresse (débit minimum en début de cycle hydrologique) et de transfert en N (pic de NO₃ lors des crues de reprise du cycle hydrologique). Il permet de mettre en évidence le rôle conjugué des activités anthropiques et du réchauffement climatique et dans la mobilisation de NO₃ vers les eaux,** donnant un nouvel éclairage sur les causes d'eutrophisation des cours d'eau.

9.2. EFFETS COMBINES DES ACTIVITES ANTHROPIQUES ET DU CHANGEMENT CLIMATIQUE SUR LES TRANSFERTS D'AZOTE VERS LES RIVIERES

Le changement climatique dont les effets sur les productions agricoles sont perceptibles depuis les années 80 et nettement plus impactant depuis une dizaine d'années va s'accompagner de conditions défavorables à la croissance des végétaux. En conséquence on peut craindre une diminution des quantités d'azote absorbées, de la biomasse produite et de l'autonomie fourragère. La minéralisation naturelle de la matière organique des sols constitue une source importante d'azote sous forme de nitrates pour les plantes. Dans les prairies, en condition pédoclimatique favorable, les nitrates issus de la minéralisation naturelle des sols constituent la source principale d'azote pour les plantes.

Le réchauffement climatique influence de manière significative le cycle de l'azote, et nos résultats ont montré que sur un territoire où les pratiques agricoles évoluent peu depuis 50 ans, l'intensité des sécheresses est un facteur clé pour expliquer l'importance du lessivage des NO₃ dans les eaux. Nous avons mis en évidence des tendances à la baisse de la ressource à travers une diminution des débits de certaines stations et l'augmentation de la durée des étiages. Dans un contexte où **une intensification des sécheresses estivales est attendue** (Caballero et al., 2016), **les perspectives portent alors vers une augmentation de l'intensité du lessivage de l'azote si rien n'est fait pour en diminuer les apports**. Le massif du Jura est particulièrement sensible au réchauffement climatique ; la prédominance de sols superficiels limitant les réserves en eau des sols. L'augmentation de l'évapotranspiration liée à l'augmentation des températures sera d'autant plus préjudiciable que les réserves en eau des sols sont faibles. Le massif du Jura a été identifié comme particulièrement sensible au changement climatique sur l'enjeu du bilan hydrique des sols nécessitant des mesures fortes d'adaptations (Fabre J. et Pelte T., 2013. Agence de l'Eau RMC). Rappelons qu'environ 1/5 des apports globaux sont exportés à l'exutoire des bassins. Aussi, **il apparaît donc plus que nécessaire de redoubler d'efforts sur la réduction des apports de nutriments, du fait de l'influence des sécheresses sur la mobilisation et le transfert d'azote vers les eaux ; notamment dans un contexte de réchauffement climatique qui risque d'accentuer le risque d'eutrophisation des cours d'eau**.

Le maintien des prairies permanentes, l'allongement de la durée des prairies temporaires, la mise en œuvre de techniques limitant les pertes d'azote lors du retournement des prairies temporaires, la limitation des sols nus, la conversion de cultures en prairies constituent des pratiques agricoles à encourager dans un objectif de préservation ou d'amélioration de la qualité de l'eau souterraine et des cours d'eau. L'azote du cheptel bovin constitue la source principale d'azote, devant la fertilisation minérale. Ce sont les deux leviers principaux sur lesquels il est toujours nécessaire d'agir, en particulier dans un contexte de changement climatique.

9.3. PERSPECTIVES DANS LE CADRE DU PROJET NUTRI-KARST

Les résultats de la Tâche 1 du projet NUTRI-Karst présentés dans ce rapport donnent des éléments objectivant le regard qui doit être porté sur l'évolution de la ressource en eau du massif du Jura, d'un point de vue quantitatif et qualitatif. Ce diagnostic a permis de qualifier les réponses des agro-hydro-systèmes face au changement climatique et aux activités anthropiques à l'échelle des bassins versants de plusieurs dizaines de km², en identifiant les zones sensibles à ces changements. Certaines pratiques agricoles à risque ont pu ainsi être identifiées. Cependant, pour aller plus loin sur la caractérisation des impacts des différents types d'apports en nutriments sur la qualité des eaux, il est nécessaire de mieux comprendre les

modalités de transfert au sein d'un bassin, et de tenir compte des processus hydrogéologiques spécifiques aux systèmes karstiques. Par ailleurs, sur la base des données physico-chimiques collectées dans cette première tâche, il paraît pertinent par la suite de faire un lien avec les données de peuplement piscicole afin d'évaluer si les différents impacts observés sur la qualité des eaux se répercutent sur le biote. Les Tâches 2 et 3 du projet NUTRI-Karst permettront de donner des éléments de réponses sur ces différents points. Elles portent sur :

Tâche 2 : une meilleure compréhension des interactions surface/souterrain aux différentes échelles de l'aquifère et du bassin versant de la Loue, afin de proposer une délimitation des zones contributives au débit des rivières.

Tâche 3 : une meilleure compréhension de l'impact des pratiques agricoles et la dynamique des transferts de nutriment dans les sols, vers les sources et les rivières, pour permettre d'accompagner les politiques de gestion des pratiques agricoles dans le but de réduire les exportations de nutriment dans les eaux.

Le Porter à connaissance en Tâche 4 du projet, qui vise à créer un dialogue entre acteurs de terrain et scientifiques (partage des savoirs profanes et techniques), pourra déjà s'appuyer sur les résultats de la Tâche 1 afin de construire une vision partagée des causes de la perturbation des rivières comtoises.

10. Bibliographie

ADEME, 2015. Références et études, Agriculture et Environnement, Des pratiques clefs pour la préservation du climat, des sols et de l'air, et les économies d'énergie, Fiche 9 Prairies, Janvier 2015.

Aguilera R., Marcé R., and Sabater S., 2015. Detection and attribution of global change effects on river nutrient dynamics in a large Mediterranean basin, *Biogeosciences*, 12, 4085-4098, doi:10.5194/bg-12-4085-2015.

Amiotte Suchet P., Probst A. and Probst J. L., 1995. Influence of acid rain on CO₂ consumption by rock weathering: Local and global scales. *Water. Air. Soil Pollut.* 85, 1563–1568.

Andrade A. I. A. S. S. and Stigter T. Y., 2009. Multi-method assessment of nitrate and pesticide contamination in shallow alluvial groundwater as a function of hydrogeological setting and land use, *Agr. Water Manage.*, 96, 1751–1765, doi:10.1016/j.agwat.2009.07.014.

Arheimer B., and Lidén R., 2000. Nitrogen and phosphorus concentrations from agricultural catchments – influence of spatial and temporal variables, *J. Hydrol.*, 227, 140–159, doi:10.1016/S0022-1694(99)00177-8.

Badot P.-M., Lucot E., Bolard A., Chanez E., Degiorgi F., 2018. Étude de l'état de santé des rivières karstiques en relation avec les pressions anthropiques sur leurs bassins versants. Volet Fonctionnement des sols agricoles (carbone, azote et phosphore) sur les bassins versants de deux affluents de la Loue, Rapport Laboratoire Chonoenvironnement, 111 p.

Badot P.-M., Degiorgi F., 2022, Détermination des concentrations et flux admissibles sur les cours d'eau du bassin Haut Doubs Haute Loue. Identification et synthèse de la littérature scientifique existante. Laboratoire Chrono-environnement, 116 p.

Badruzzaman M., Pinzon J., Oppenheimer J., and Jacangelo J. G., 2012. Sources of nutrients impacting surface waters in florida: A review, *J. Environ. Manage.*, 109, 80–92.

Bakalowicz M., 1979. contribution de la géochimie des eaux à la connaissance de l'aquifère karstique et de la karstification, Thèse d'Etat, Université Pierre et Marie Curie-Paris IV.

Bichet V., and Campy M., 2008. Montagnes du Jura - Géologie et paysages. NEO Editions, ISBN: 978-2-914741-56-1.

Binet S.; Probst J.L.; Batiot C.; Seidel J.L.; Emblanch C.; Peyraube N.; Charlier J.B., Bakalowicz M., Probst A., 2020. A. Global warming and acid atmospheric deposition impacts on carbonate dissolution and CO₂ fluxes in French karst hydrosystems: Evidence from hydrochemical monitoring in recent decades. *Geochim. Cosmochim. Acta* 2020, 270, 184–200.

Böhlke J.-K., 2002. Groundwater recharge and agricultural contamination, *Hydrogeol. J.*, 10, 153–179, doi:10.1007/s10040-001-0183-3.

Bouza-Deaño R., Ternero-Rodríguez M., and Fernández-Espinosa A.J., 2008. Trend study and assessment of surface water quality in the Ebro River (Spain), *J. Hydrol.*, 361, 227–239.

Caballero Y., Lanini S., Zerouali L., Bailly-Comte V., 2016. Caractérisation de la recharge des aquifères et évolution future en contexte de changement climatique. Application au bassin Rhône Méditerranée Corse. Rapport final. BRGM/RP-65807-FR, 188p.

Calmels D., Gaillardet J. and François L., 2014. Sensitivity of carbonate weathering to soil CO₂ production by biological activity along a temperate climate transect. *Chem. Geol.* 390, 74–86. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2014.10.010>.

Cameron KC., Haynes RJ., 1986. Chapter 4: Retention and Movement of Nitrogen in Soils, in Haynes RJ, (1986). *Mineral nitrogen in the plant-soil system*. Ed. Kozlowsky T.T. Madison (USA), 483 p.

Charlier J.-B., 2019. Rôle des interactions surface-souterrain sur les crues du Doubs. Rapport final. BRGM/RP-69534-FR, 73p, <http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-69534-FR.pdf>.

Charlier J.-B., Desprats J.-F., Ladouche B., 2014. Appui au SCHAPI 2014 – Module 1 – Rôle et contribution des eaux souterraines d'origine karstique dans les crues de la Loue à Chenecey-Buillon, Rapport BRGM/RP-63844-FR, 116p, <http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-63844-FR.pdf>.

Charlier J.-B., Vallet A., Hévin G., Moiroux F., 2018. Projet QUARSTIC : QUALité des eaux et Réseau de Surveillance des rivières Comtoises. Rapport final. BRGM/RP-68315-FR, 165p.

Charlier J.-B., Ladouche B., and Maréchal J.-C., 2015. Identifying the impact of climate and anthropic pressures on karst aquifers using wavelet analysis. *Journal of Hydrology*, 523:610-623, DOI 10.1016/j.jhydrol.2015.02.003.

Charlier J.B., Vallet A., Tourenne D., Hévin G., 2020. Dynamics and Fluxes of Nutrients in Surface and Groundwaters in a Cultivated Karstic Basin in the Jura Mountains, Springer Nature Switzerland AG 2020, C. Bertrand et al. (eds.), Eurokarst 2018, Besançon, *Advances in Karst Science*, pp. 83-90, https://doi.org/10.1007/978-3-030-14015-1_10

Chauve P., Mudry J., Rosenthal P., Tissot G., and Tresse P., 1986. Rôle des abaissements d'axe dans les circulations karstiques du Jura. *Bulletin de la Société Géologique de France*, II(2): 329-336

Chauve P., 2006. Chapitre IX. Jura, in: *Aquifères et Eaux souterraines en France*. Roux, J.Cl., (Ed.), AIH-IAH, BRGM Editions, Tome 2, pp 561-590.

Conseil scientifique du comité de bassin Rhône-Méditerranée, 2012. Avis sur l'état de la rivière Loue, Rapport, 42p.

Degiorgi F., Badot P.-M., Lucot E., Bolard E., Chanez E., Chiffre A., Crini N., Ducrot A., Loup Ch., Amiot C., Godard E., Lambert J.-C., Steinmann M., Mudry J., 2020 Etude de l'état de santé des rivières karstiques en relation avec les pressions anthropiques sur leurs bassins versants. Bilan synthétique des opérations réalisées et des recherches et analyses effectuées et disponibles. Laboratoire Chrono-environnement, 47 p.

Dingman S. L., 2002. *Physical Hydrology*, pp. 575, Waveland Press, 2nd edition, ISBN: 978-1-57766-561-8

Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture de la Forêt de Bourgogne Franche-Comté, Service Régional de l'information Statistique et Économique, Agreste Etudes Bourgogne Franche-Comté Avril 2020 N°3. L'Agriculture du Doubs.

Direction Régionale de l’Alimentation, de l’Agriculture de la Forêt de Bourgogne Franche-Comté, Service Régional de l’information Statistique et Économique, Agreste Etudes Bourgogne Franche-Comté Février 2021 N°20. L’Agriculture du Jura.

Direction Régionale de l’Alimentation, de l’Agriculture de la Forêt de Bourgogne Franche-Comté, Service Régional de l’information Statistique et Économique, Agreste Bourgogne Franche-Comté, les chiffres du lait 2016, N°37, Mai 2018.

Direction Régionale de l’Alimentation, de l’Agriculture de la Forêt de Bourgogne Franche-Comté, Service Régional de l’information Statistique et Économique, Agreste Bourgogne Franche-Comté, les chiffres du lait 2017, N°58, Avril 2019.

Direction Régionale de l’Alimentation, de l’Agriculture de la Forêt de Bourgogne Franche-Comté, Service Régional de l’information Statistique et Économique, Agreste Essentiel Bourgogne Franche-Comté, les chiffres du lait 2018, N°3, Juillet 2020.

Direction Régionale de l’Alimentation, de l’Agriculture de la Forêt de Bourgogne Franche-Comté, Service Régional de l’information Statistique et Économique, Agreste Essentiel Bourgogne Franche-Comté, les chiffres du lait 2019, N°6, Mai 2021.

Direction Régionale de l’Alimentation, de l’Agriculture de la Forêt de Bourgogne Franche-Comté, Service Régional de l’information Statistique et Économique, Agreste Bourgogne Franche-Comté, Etudes, Enquête pratique culturelles, N°6, Juin 2020.

Direction Régionale de l’Alimentation, de l’Agriculture de la Forêt de Franche-Comté, Service Régional de l’information Statistique et Économique, Agreste Franche-Comté, Enquêtes sur les pratiques culturelles, N°127, Octobre 2008.

Direction Régionale de l’Alimentation, de l’Agriculture de la Forêt de Franche-Comté, Service Régional de l’information Statistique et Économique, Agreste Franche-Comté, Enquêtes pratiques culturelles 2011, N°192, Octobre 2014.

Dörfliger N., Pinault J.-L., Petit V., Jauffret D., 2004. Systèmes karstiques et crues du Doubs. Méthodologie de détermination de la contribution des systèmes karstiques aux écoulements de surface, lors de crues et des étiages. BRGM/RP-53063-FR, 182p.

Dupas R., Delmas M., Dorioz J.M., Garnier J., Moatar F., Gascuel-Odoux C., 2015. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk, Ecol. Indic., 48 (2015), pp. 396-407. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.007>

Edijatno DO, Nascimento N., Yang X., Makhlouf Z., Michel C., 1999. GR3J: a daily watershed model with three free parameters. Hydrol. Sci. J. 44, 263–277.

Fabre J. and Pelte T., 2013. Etude de caractérisation des vulnérabilités du bassin Rhône-Méditerranée aux incidences du changement climatique dans le domaine de l’eau. Rapport technique du Plan d’adaptation au changement climatique du bassin Rhône-Méditerranée. 48 p.

Floury M., Delattre C., Ormerod S. J., and Souchon Y., 2012: Global versus local change effects on a large European river, Sci. Total Environ., 441, 220–229.

Foray S., Billy C., Manneville V., Dolle J-B., Le Gall A., Vertes F., Godinot O., 2017 Gestion de l’azote dans les systèmes d’élevages herbivores. Evaluation et amélioration de l’efficacité de

l'azote, réduction des transferts vers les milieux aquatiques. Collection Résultats. IDELE-INRAE-AFB.

Ford W.I., Husic A., Fogle A., Taraba J., 2019. Long-term assessment of nutrient flow pathway dynamics and in-stream fate in a temperate karst agroecosystem watershed. *Hydrological Processes* 33, 1610–1628. <https://doi.org/10.1002/hyp.13427>

François M., Glasson R., Baud A., Chopard P., Brevet S., Fourel M., Mangin J.-M., Franck-Grandidier I., Chaumartin C., 2003 Guide de la Fertilisation en Franche-Comté. Chambre Régionale d'Agriculture de Franche-Comté.

Gac A., Béline F. and Bioteau Th., 2006. Flux de gaz à effet de serre (CH₄, N₂O) et d'ammoniac (NH₃) liés à la gestion des déjections animales : Synthèse bibliographique et élaboration d'une base de données - Rapport final. IRSTEA. pp.98.

Gascuel C., Dorioz J.-M., Mérot P., Massa F., Grimaldi C. et Poulenard J., 2008. Rôle des prairies dans les pollutions diffuses. Effet de la localisation et des bordures (haie, dispositifs enherbés, berges). *Fourrages*, 192, p. 409-422.

Gilbert R. O., 1987: Statistical methods for environmental pollution monitoring, Wiley, New York,.

Giovanni R., 2002 Evaluation des potentiels d'azote et de phosphore d'origine animale de la région Bretagne pour les années 1998-2001. *Revue Fourrages* 170, p. 123-140.

Giovanni R. et Dulphy J.-P., 2008 Présentation de références Corpen simplifiées pour l'évaluation des rejets et des pressions d'azote et de phosphore des troupeaux bovins. *Revue Fourrages* 195, p. 357-372.

Giuntoli I., Renard B., Vidal J.-P., Bard A., 2013. Low flows in France and their relationship to large-scale climate indices. *J. Hydrol.* 482, 105–118. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.038>.

Grinsted A., Moore J., Jevrejeva S., 2004. Application of the cross wavelet transform and wavelet coherence to geophysical time series. *Nonlinear Process. Geophys.* 11 (5–6), 561–566.

Gustard A., Bullock A., Dixon J.M., 1992. Low Flow Estimation in the United Kingdom. Institute of Hydrology, Wallingford (1992), p. 88 (IH Report No.108)

Hao Z., AghaKouchak A., Nakhjiri N., Farahmand A., 2014, Global Integrated Drought Monitoring and Prediction System, *Scientific Data*, 1:140001, 1-10, doi: 10.1038/sdata.2014.1. <http://www.nature.com/articles/sdata20141>

Huebsch M., Horan B., Blum P., Richards K.G., Grant J., Fenton O., 2013. Impact of agronomic practices of an intensive dairy farm on nitrogen concentrations in a karst aquifer in Ireland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 179, 187–199. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.021>

Huebsch M., Fenton O., Horan B., Hennessy D., Richards K. G., Jordan P., Goldscheider N., Butscher C., and Blum P., 2014. Mobilisation or dilution ? nitrate response of karst springs to high rainfall events. *Hydrology and Earth System Sciences* 18 (11), 4423–4435.

Husic A., Fox J., Adams E., Ford W., Agouridis C., Currens J., Backus J., 2019. Nitrate Pathways, Processes, and Timing in an Agricultural Karst System: Development and Application

of a Numerical Model. Water Resour. Res. 55, 2079–2103.
<https://doi.org/10.1029/2018WR023703>

INOSYS Réseau d'Elevage, Systèmes bovins lait de Bourgogne Franche-Comté, Repères techniques et économiques 2018-2020, Lait AOP du massif Jurassien, Mars 2022

Jeannin P.-Y., Hessenauer M., Malard A., and Chapuis V., 2016. Impact of global change on karst groundwater mineralization in the Jura Mountains. *Science of the Total Environment* 541: 1208–1221. DOI:10.1016/j.scitotenv.2015.10.008.

Jego G., 2008. Influence des activités agricole sur la pollution nitrique des eaux souterraines. Analyse par modélisation des impacts des systèmes de grande culture sur les fuites de nitrate dans les plaines alluviales.

Joly D., Gresset-Bourgeois C., Vermot-Desroches B., 2011. Évolution du climat à Besançon de 1890 à 2010. *Images de Franche-Comté*, n°44

Liu R., Zhang P., Wang X., Chen Y., and Shen Z. 2013. Assessment of effects of best management practices on agricultural nonpoint source pollution in xiangxi river watershed, *Agricult. Water Manage.*, 117, 9–18, doi:10.1016/j.agwat.2012.10.018.

Kaçaroglu F., 1999. Review of groundwater pollution and protection in karst areas, *Water, Air, and Soil Pollution*, 113, 337–356.

Klaus V.H., Friedritz L., Hamer U., and Kleinebecker T., 2020. Drought boosts risk of nitrate leaching from grassland fertilisation. *Science of The Total Environment*, 726, p. 137877. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2020.137877

Kumar P., Foufoula-Georgiou E., 1997. Wavelet analysis for geophysical applications. *Rev. Geophys.* 35 (4), 385–412.

Labat D., Ababou R., Mangin A., 2000. Rainfall–runoff relations for karstic springs. Part II: Continuous wavelet and discrete orthogonal multiresolution analyses. *J. Hydrol.* 238, 149–178.

Labat D., 2010. Cross wavelet analyses of annual continental freshwater discharge and selected climate indices. *J. Hydrol.* 385, 269–278.

Lanini S., and Caballero Y., 2020. ESPERE, a Tool for Multimethod Aquifer Recharge Estimation: What's New with Version 2?. *Groundwater*, 59, <https://doi.org/10.1111/gwat.13049>

Lambán L.J., Jódar J., Custodio E., Soler A., Sapriza G., Soto R., 2015. Isotopic and hydrogeochemical characterization of high–altitude karst aquifers in complex geological settings. The Ordesa and Monte Perdido National Park (Northern Spain) case study. *Sci. Total Environ.*, 507:466–479

Laurent F., Kerveillant P., Besnard A., Vertès F., Mary B., Recous S., 2004. Effet de la destruction de prairies pâturées sur la minéralisation de l'azote : approche au champ et propositions de quantification. Synthèse de 7 dispositifs expérimentaux. Rapport Arvalis - INRA - Chambres d'agriculture de Bretagne.

Le Barbu E., 2020. Débits et changement climatique Sur des chroniques longues en Bourgogne Franche-Comté (plus de cent ans). Rapport DREAL BFC, 14p.

Le Gall A.-C., Ulrich E., Massabuau J.-C., 2016 Effets des dépôts atmosphériques de soufre et d'azote sur les sols et les eaux douces en France, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, INERIS

Le Mesnil M., Charlier J.-B., Moussa R., Caballero Y., 2022. Investigating flood processes in karst catchments by combining concentration-discharge relationship analysis and lateral flow simulation. *Journal of Hydrology*, 605, 127358. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2021.127358.

Levasseur P., Soulier A., Lagrange H., Trochard R., Foray S., Charpiot A., Ponchant P. et Blazy V., 2019 Valorisation agronomique des effluents d'élevages de porcs, bovins, ovins, caprins, volailles et lapins. RMT Elevage et Environnement, Paris, 83 pages.

Liu Z., Li Q., Sun H., Wang J., 2007. Seasonal, diurnal and storm-scale hydrochemical variations of typical epikarst springs in subtropical karst areas of SW China: soil CO₂ and dilution effects. *J. Hydrol.*, 337:207-223

Ludwig W., Dumont E., Meybeck M., and Heussner S., 2009. River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: Major drivers for ecosystem changes during past and future decades?, *Prog. Oceanogr.*, 80, 199–217.

Mainstone CP, and Parr W., 2002. Phosphorus in rivers - ecology and management. *Sci Total Environ*, 282–283:25–47.

Maraun D., Kurths J., 2004. Cross wavelet analysis: significance testing and pitfalls. *Nonlinear Process. Geophys.* 11, 505–514.

McKee T. B., Doesken N. J., and Kleist J., 1993. The relationship of drought frequency and duration to time scales. Preprints, Eighth Conf. on Applied Climatology. Anaheim, CA, Amer. Meteor. Soc., 179–184

Medhaug I., Stolpe M., Fischer E. et al., 2017. Reconciling controversies about the 'global warming hiatus'. *Nature* 545, 41–47.

Mudarra M., Andreo B., and Mudry J., 2012. Monitoring groundwater in the discharge area of a complex karst aquifer to assess the role of the saturated and unsaturated zones, *Environ. Earth Sci.*, 65, 2321–2336, doi:10.1007/s12665-011-1032-x.

Mudry J., F. Degiorgi, E. Lucot, and Badot P.-M., 2015. Middle Term Evolution of Water Chemistry in a Karst River: Example from the Loue River (Jura Mountains, Eastern France). In Andreo B. et al. (Eds), *Hydrogeological and Environmental Investigations in Karst Systems*. Springer Berlin Heidelberg, p 147-151. DOI 10.1007/978-3-642-17435-3_17.

Nicolardot B., Mary B., Houot S., Sethecou S., 1996. La dynamique de l'azote dans les sols cultivés. In *Maîtrise de l'azote dans les agroécosystèmes*, Reims (France), 19-20 novembre 1996, Ed. INRA, Paris 1997 (Les Colloques, n°83).

Nisbet M. et J. Verneaux, 1970, Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Annales de limnologie*, 6, 2, pp. 161-190

Oenema J., van Ittersum M., and van Keulen H., 2012. Improving nitrogen management on grassland on commercial pilot dairy farms in the Netherlands, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 162, 116–126.

- Panno S. V. and Kelly W. R.**, 2004. Nitrate and herbicide loading in two groundwater basins of Illinois' sinkhole plain, *J. Hydrol.*, 290, 229–242, doi:10.1016/j.jhydrol.2003.12.017.
- Perrin A.-S., Probst A. and Probst J.-L.**, 2008. Impact of nitrogenous fertilizers on carbonate dissolution in small agricultural catchments: Implications for weathering CO₂ uptake at regional and global scales. *Geochim. Cosmochim. Acta* 72, 3105–3123.
- Peyraud J.-L., Cellier P., Donnars C., Rechaudère O.**, 2012. Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective INRA.
- Schilling K.E., Jones C.S., Clark R.J., Libra R.D., Liang X., Zhang Y.-K.**, 2019. Contrasting NO₃-N concentration patterns at two karst springs in Iowa (USA): insights on aquifer nitrogen storage and delivery. *Hydrogeol J* 27, 1389–1400. <https://doi.org/10.1007/s10040-019-01935-y>
- Scholefield D., Tyson K.C., Garwood E.A., Armstrong A.C., Hawkins J., and Stone A.C.**, 1993. Nitrate leaching from grazed grassland lysimeters: effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather. *Journal of Soil Science*, 44 (4), p. 601-613. DOI : 10.1111/j.1365-2389.1993.tb02325.x
- Schvartz C., Muller J.-C., Decroux J., sous l'égide du Comifer.** 2005. Guide de la fertilisation raisonnée. Editions France Agricole
- Simon J.-C., Lecorre L.**, 1992. Fertilisation des cultures annuelles et lessivage de l'azote nitrique. *Fourrages* (1992) 129, p.3-10.
- Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau (SEQ-Eau)**, 2003. Grilles d'évaluation version 2-3, 21 mars 2003, MEDD & Agences de l'eau
- Thornthwaite C. W.**, 1948. An approach toward a rational classification of climate, *Geograph. Rev.*, 38, 55-94,
- Torrence C., Compo G.P.**, 1998. A practical guide to wavelet analysis. *Bull. Am. Met. Soc.* 79, 61–78.
- Tourenne D.**, 2022. 50 ans d'évolution des pratiques agricoles sur le massif du Jura. Rapport agricole détaillé, Chambre Interdépartementale d'Agriculture 25-90, 102p.
- Turpin N., Vernier F. & Joncour F.**, 1997. Transferts de nutriments des sols vers les eaux – Influence des pratiques agricoles - Synthèse bibliographique. *Ingenieries - E A T*, IRSTEA _edition 1997, p. 3 - p. 16.
- US Global Change Research Act**, 1990. in: Public Law 101-606(11/16/90) 104 Stat, 3096–3104, 1990
- Vidal J. P., Martin E., Franchistéguy L., Baillon M. and Soubeyroux J. M.**, 2010. A 50-year high-resolution atmospheric reanalysis over France with the Safran system, *Int.J.Climatol.*, 30(11), 1627-1644., doi:10.1002/joc.2003
- Vieille M.**, 2016 Mise en place d'une démarche de modélisation des pertes azotées par lixiviation des nitrates sous parcelles agricoles en contexte Karstique avec le modèle FarmSim. Mémoire de fin d'études. Montpellier SupAgro.

Villeneuve A., Humbert J.F., Berrebi R., Devaux A., Gaudin P., Pozet F., Massei N., Mudry J., Trevisan D., Lacroix G., Bornette G., and Verneaux V., 2012. Rapport d'expertise sur les mortalités de poissons et les efflorescences de cyanobactéries de la Loue. Etude du fonctionnement de la Loue et de son bassin versant. Rapport final. Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) ; Université Pierre et Marie Curie - Paris 6 (UPMC)

Vindimian E., 2016. Propositions de mesures pour le territoire d'excellence environnementale de la Loue et des rivières comtoises. Conseil Général de l'Environnement et du Développement Durable. Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Rapport n° 010053-01

Winter C., Nguyen T. V., Musolff A., Lutz S. R., Rode M., Kumar R., and Fleckenstein J. H., 2023. Droughts can reduce the nitrogen retention capacity of catchments, Hydrol. Earth Syst. Sci., 27, 303–318, <https://doi.org/10.5194/hess-27-303-2023>

Whitehead D. C., 1995. Grassland Nitrogen, CAB International, Wallingford, Oxon, UK, 1-416.

Zhang Z., Chen X., Li S., Yue F., Cheng Q., Peng T., Soulsby C., 2021. Linking nitrate dynamics to water age in underground conduit flows in a karst catchment. Journal of Hydrology 596, 125699. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125699>

Zgonc J., Joly D., 2011. L'évolution du climat prévue par les modèles en Franche-Comté. Images de Franche-Comté, Association pour la cartographie et l'étude de la Franche-Comté, 44, pp.20-24. <hal-00752902>

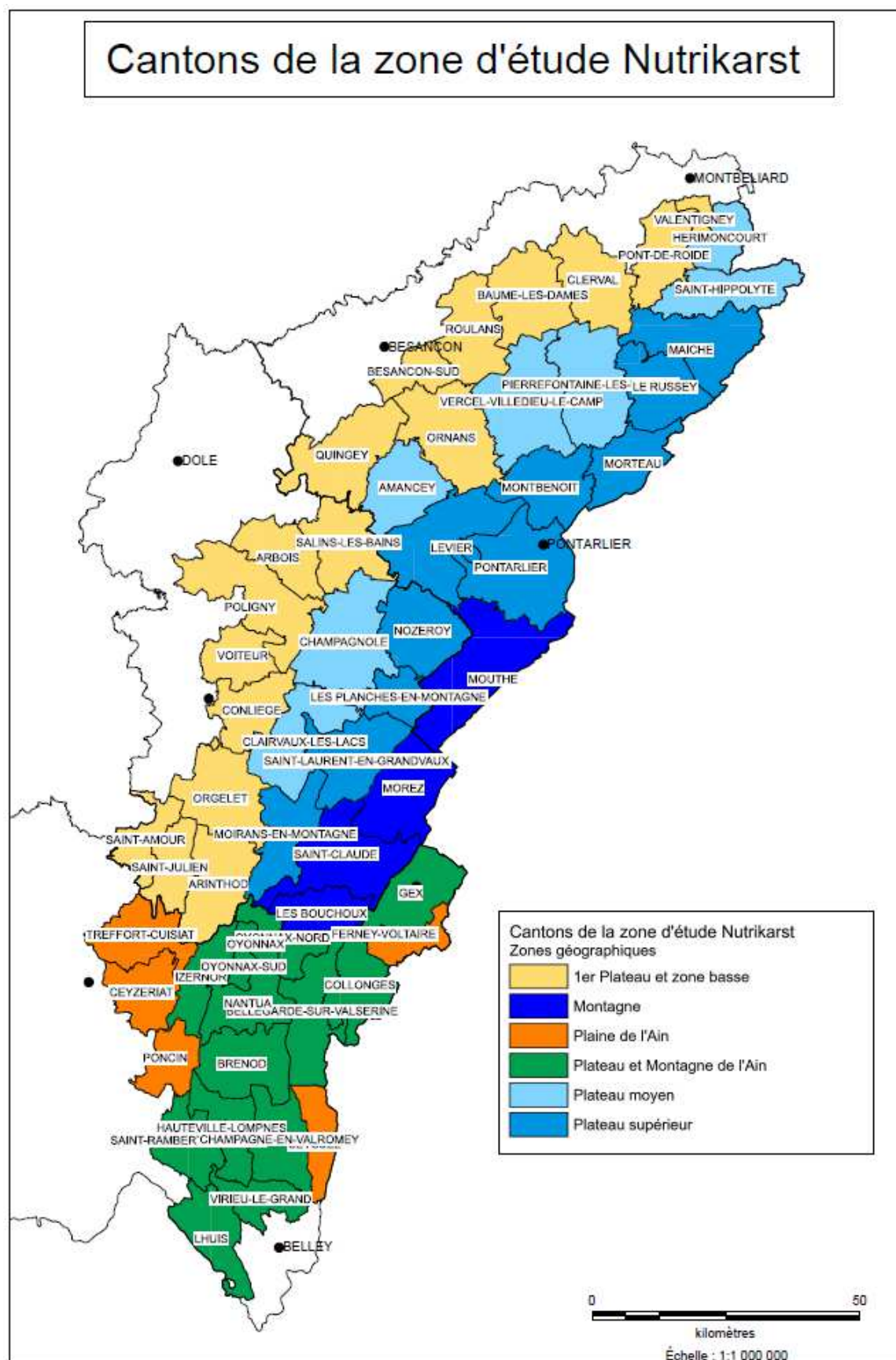
Ziegler D., Héduit M., 1991. Engrais de ferme, valeur fertilisante, gestion, environnement, Ed. ITP ITCF ITB

Annexe 1

Données agricoles complémentaires

Annexe 1.1 : liste, caractéristiques et carte des cantons faisant partie de l'étude NUTRI-Karst

	Département	N° Canton	Nom Canton	Zone altitude	Alimentation VL
Ain 19 cantons	01	03	Bellegarde-sur-Valserine	Plateau et Montagne	100 % Herbe
	01	06	Brénod	Plateau et Montagne	100 % Herbe
	01	07	Ceyzériat	Plaine	30 % Maïs
	01	09	Champagne-sur-Valromey	Plateau et Montagne	100 % Herbe
	01	12	Collonges	Plateau et Montagne	100 % Herbe
	01	13	Ferney-Voltaire	Plaine	30 % Maïs
	01	14	Gex	Plateau et Montagne	100 % Herbe
	01	15	Hauteville-Lompnes	Plateau et Montagne	100 % Herbe
	01	16	Izernore	Plateau et Montagne	100 % Herbe
	01	18	Lhuis	Plateau et Montagne	100 % Herbe
	01	22	Nantua	Plateau et Montagne	100 % Herbe
	01	23	Oyonnax-Nord	Plateau et Montagne	100 % Herbe
	01	24	Poncin	Plaine	30 % Maïs
	01	28	St Rambert-en-Bugey	Plateau et Montagne	100 % Herbe
	01	31	Seyssel	Plaine	30 % Maïs
	01	33	Treffort-Cuisiat	Plaine	30 % Maïs
	01	36	Virieu-le-Grand	Plateau et Montagne	100 % Herbe
	01	41	Oyonnax-Sud	Plateau et Montagne	100 % Herbe
	01	98	Oyonnax	Plateau et Montagne	100 % Herbe
Doubs 20 cantons	25	1	Amancey	Plateau moyen	100 % Herbe
	25	4	Baume-les-Dames	1er Plateau et zone basse	30% Maïs
	25	6	Besançon-Sud	1er Plateau et zone basse	30% Maïs
	25	8	Clerval	1er Plateau et zone basse	30% Maïs
	25	9	Hérimoncourt	Plateau moyen	100 % Herbe
	25	11	Levier	Plateau supérieur	100 % Herbe
	25	12	Maîche	Plateau supérieur	100 % Herbe
	25	15	Montbenoît	Plateau supérieur	100 % Herbe
	25	16	Morteau	Plateau supérieur	100 % Herbe
	25	17	Mouthe	Montagne	100 % Herbe
	25	18	Ornans	1er Plateau et zone basse	100 % Herbe
	25	19	Pierrefontaine-les-Varans	Plateau moyen	100 % Herbe
	25	20	Pontarlier	Plateau supérieur	100 % Herbe
	25	21	Pont-de-Roide	1er Plateau et zone basse	Intermédiaire
	25	22	Quingey	1er Plateau et zone basse	Intermédiaire
	25	24	Roulans	1er Plateau et zone basse	100 % Herbe
	25	25	le Russey	Plateau supérieur	100 % Herbe
	25	26	Saint-Hippolyte	Plateau moyen	100 % Herbe
	25	27	Vercel-Villedieu-le-Camp	Plateau moyen	100 % Herbe
Jura 18 cantons	39	35	Valentigney	1er Plateau et zone basse	30% Maïs
	39	1	Arbois	1er Plateau et zone basse	100 % Herbe
	39	2	Arinthod	1er Plateau et zone basse	100 % Herbe
	39	5	les Bouchoux	Montagne	100 % Herbe
	39	6	Champagnole	Plateau moyen	100 % Herbe
	39	10	Clairvaux-les-Lacs	Plateau moyen	100 % Herbe
	39	11	Conliège	1er Plateau et zone basse	100 % Herbe
	39	16	Moirans-en-Montagne	Plateau supérieur	100 % Herbe
	39	19	Morez	Montagne	100 % Herbe
	39	20	Nozeroy	Plateau supérieur	100 % Herbe
	39	21	Orgelet	1er Plateau et zone basse	100 % Herbe
	39	22	les Planches-en-Montagne	Plateau supérieur	100 % Herbe
	39	23	Poligny	1er Plateau et zone basse	Intermédiaire
	39	25	Saint-Amour	1er Plateau et zone basse	Intermédiaire
	39	26	Saint-Claude	Montagne	100 % Herbe
	39	27	Saint-Julien	1er Plateau et zone basse	100 % Herbe
	39	28	Saint-Laurent-en-Grandvaux	Plateau supérieur	100 % Herbe
	39	29	Salins-les-Bains	1er Plateau et zone basse	100 % Herbe
	39	32	Voiteur	1er Plateau et zone basse	100 % Herbe



Annexe 1.2 : références pour le calcul des UGB (Unités de Gros Bétail) zootechniques par catégorie d'animaux et par année disponibles dans le cadre de l'étude NUTRI-Karst (RGA et SPIE)

Catégorie	année	UGB z
Vaches laitières	1970	0,977
	1979	0,995
	1988	1,012
	2000	1,029
	2001	1,031
	2002	1,033
	2003	1,034
	2004	1,036
	2005	1,038
	2006	1,040
	2007	1,041
	2008	1,043
	2009	1,045
	2010	1,046
	2011	1,048
	2012	1,050
	2013	1,052
	2014	1,053
	2015	1,055
	2016	1,057
	2017	1,059
	2018	1,060
	2019	1,062
	2020	1,064
Vaches allaitantes	toutes années	1
Génisses 0 à 1 an		0,3
Génisses 1 à 2 ans		0,6
Génisses > 2 ans		0,8
Bovins mâles 0 à 1 an		0,3
Bovins mâles 1 à 2 ans		0,6
Bovins mâles > 2 ans		0,75

Source : Giovanni, Dulphy 2008, Bilagreau 2020

Annexe 1.3 : normes utilisées pour le calcul des productions annuelles d'azote et de phosphore par les vaches laitières selon la production laitière moyenne annuelle et le régime alimentaire

Année	Production laitière l/an	Azote kg N/an			Phosphore kg P2O5/an		
		30 % Maïs - 70 % herbe	Inter- médiaire	100 % herbe	30 % Maïs - 70 % herbe	Inter- médiaire	100 % herbe
1970	5500	84,5	93,5	102,5	37	38	39
1979	5750	86,25	95,25	104,25	37,5	38,5	39,5
1988	6000	88	97	106	38	39	40
2000	6250	89,75	98,75	107,75	38,5	39,5	40,5
2001	6275	89,925	98,925	107,925	38,55	39,55	40,55
2002	6300	90,1	99,1	108,1	38,6	39,6	40,6
2003	6325	90,275	99,275	108,275	38,65	39,65	40,65
2004	6350	90,45	99,45	108,45	38,7	39,7	40,7
2005	6375	90,625	99,625	108,625	38,75	39,75	40,75
2006	6400	90,8	99,8	108,8	38,8	39,8	40,8
2007	6425	90,975	99,975	108,975	38,85	39,85	40,85
2008	6450	91,15	100,15	109,15	38,9	39,9	40,9
2009	6475	91,325	100,325	109,325	38,95	39,95	40,95
2010	6500	91,5	100,5	109,5	39	40	41
2011	6525	91,675	100,675	109,675	39,05	40,05	41,05
2012	6550	91,85	100,85	109,85	39,1	40,1	41,1
2013	6575	92,025	101,025	110,025	39,15	40,15	41,15
2014	6600	92,2	101,2	110,2	39,2	40,2	41,2
2015	6625	92,375	101,375	110,375	39,25	40,25	41,25
2016	6650	92,55	101,55	110,55	39,3	40,3	41,3
2017	6675	92,725	101,725	110,725	39,35	40,35	41,35
2018	6700	92,9	101,9	110,9	39,4	40,4	41,4
2019	6725	93,075	102,075	111,075	39,45	40,45	41,45
2020	6750	93,25	102,25	111,25	39,5	40,5	41,5

Source : Giovanni, Dulphy 2008, Bilagreau 2020

30 % Maïs – 70 % herbe = cantons de Poncin, Cezeriat, Treffort, Besançon Sud, Clerval, Beaume-les-Dames et Valentigney.

Intermédiaires = cantons de Poligny, Saint Amour, Quingey et Pont Roide.

100 % herbe = autres cantons.

Normes utilisées pour le calcul des productions annuelles d'azote et de phosphore par les autres catégories de bovins.

	Vache allaitante	Génisse < 1 an	Génisses 1 à 2 ans	Génisses > 2 ans	Bovins mâles < 1 an	Bovins mâles 1 à 2 ans	Bovins mâles > 2 ans
kg N/an	75	24	42	55	20	22	22
kg P2O5/an	34	6	17	25	14	14	14

Annexe 1.4 : évolution annuelle de la pression en UGBz/ha par canton entre 2000 et 2019, selon les données du SPIE (UGBz déduits des effectifs bovins) et du RPG (surfaces)

Région agricole	Cantons du Doubs	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
1er Plateau et zone basse	BAUME-LES-DAMES	0,92	0,91	0,91	0,93	0,95	0,95	0,97	0,98	1,01	0,97
	BESANCON-SUD	0,86	0,84	0,82	0,83	0,87	0,87	0,90	0,89	0,92	0,88
	CLERVAL	0,75	0,75	0,74	0,75	0,78	0,79	0,80	0,80	0,80	0,78
	ORNANS	0,79	0,78	0,75	0,76	0,79	0,80	0,83	0,85	0,91	0,87
	PONT-DE-ROIDE	0,64	0,63	0,61	0,61	0,64	0,64	0,64	0,64	0,65	0,61
	QUINGEY	0,74	0,71	0,67	0,68	0,72	0,73	0,77	0,80	0,81	0,76
	ROULANS	0,79	0,76	0,75	0,77	0,80	0,80	0,84	0,84	0,86	0,84
Plateau moyen	VALENTIGNEY	0,45	0,46	0,45	0,49	0,51	0,45	0,45	0,40	0,42	0,38
	AMANCEY	0,78	0,76	0,75	0,76	0,80	0,82	0,83	0,86	0,88	0,84
	HERIMONCOURT	0,63	0,63	0,63	0,64	0,66	0,67	0,68	0,71	0,68	0,62
	PIERREFONTAINE-LES-VARANS	0,99	0,98	0,97	0,97	1,00	1,00	1,01	1,04	1,06	1,04
	SAINT-HIPPOLYTE	0,92	0,92	0,90	0,90	0,94	0,93	0,95	0,98	0,96	0,94
Plateau supérieur	VERCEL-VILLEDIEU-LE-CAMP	0,88	0,88	0,87	0,88	0,92	0,93	0,93	0,96	0,93	0,90
	LEVIER	0,88	0,89	0,88	0,88	0,93	0,92	0,94	0,95	0,95	0,92
	MAICHE	0,99	1,00	0,97	0,97	0,99	0,99	1,00	1,03	1,04	1,01
	MONTBENOIT	0,87	0,87	0,87	0,88	0,91	0,91	0,94	0,96	0,99	0,96
	PONTARLIER	0,75	0,75	0,73	0,75	0,78	0,79	0,81	0,82	0,84	0,82
Montagne	RUSSEY (LE)	0,88	0,87	0,86	0,87	0,92	0,93	0,94	0,97	0,97	0,96
	MORTEAU	0,95	0,95	0,94	0,95	0,98	0,99	1,01	1,03	1,04	1,01
	MOUTHE	0,66	0,66	0,66	0,67	0,69	0,66	0,68	0,70	0,71	0,69

Région agricole	Cantons du Jura	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
1er Plateau et zone basse	ARBOIS	0,39	0,38	0,40	0,41	0,40	0,42	0,42	0,46	0,43	0,43
	ARINTHOD	0,59	0,56	0,54	0,55	0,58	0,59	0,58	0,58	0,55	0,53
	CONLIEGE	0,77	0,78	0,76	0,77	0,81	0,81	0,77	0,76	0,77	0,77
	ORGELET	0,70	0,69	0,67	0,68	0,70	0,69	0,65	0,69	0,70	0,68
	POLIGNY	0,75	0,74	0,72	0,74	0,75	0,73	0,75	0,76	0,77	0,75
	SAINT-AMOUR	0,61	0,60	0,58	0,52	0,52	0,54	0,54	0,55	0,53	0,51
	SAINT-JULIEN	0,70	0,67	0,66	0,65	0,66	0,65	0,72	0,74	0,78	0,80
	SALINS-LES-BAINS	0,91	0,89	0,89	0,93	0,96	0,96	0,98	0,98	0,98	1,00
	VOITEUR	0,67	0,68	0,65	0,66	0,69	0,70	0,85	0,88	0,90	0,88
Plateau moyen	CHAMPAGNOLE	0,77	0,76	0,75	0,78	0,80	0,80	0,82	0,84	0,84	0,83
	CLAIRVAUX-LES-LACS	0,68	0,68	0,67	0,66	0,67	0,69	0,70	0,70	0,70	0,69
Plateau supérieur	MOIRANS-EN-MONTAGNE	0,26	0,23	0,24	0,23	0,22	0,20	0,20	0,20	0,21	0,21
	NOZEROY	0,81	0,81	0,80	0,83	0,86	0,86	0,87	0,87	0,90	0,89
	PLANCHES-EN-MONTAGNE (LES)	0,74	0,77	0,76	0,77	0,81	0,80	0,81	0,83	0,84	0,84
	SAINT-LAURENT-EN-GRANDVAUX	0,77	0,77	0,76	0,77	0,80	0,79	0,77	0,81	0,82	0,76
Montagne	BOUCHOUX (LES)	0,34	0,35	0,33	0,33	0,33	0,32	0,33	0,34	0,35	0,33
	MOREZ	0,40	0,39	0,40	0,42	0,44	0,44	0,45	0,47	0,48	0,46
	SAINT-CLAUDE	0,33	0,32	0,31	0,29	0,29	0,31	0,32	0,34	0,32	0,32

Région agricole	Cantons de l'Ain	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Plaine	CEYZERIAT	0,71	0,68	0,67	0,69	0,71	0,72	0,75	0,78	0,75	0,69
	FERNEY VOLTAIRE	0,60	0,59	0,59	0,61	0,59	0,62	0,65	0,65	0,65	0,62
	PONCIN	0,50	0,47	0,45	0,44	0,43	0,44	0,43	0,45	0,41	0,40
	SEYSEL	0,35	0,40	0,39	0,38	0,40	0,36	0,37	0,38	0,36	0,36
	TREFFORT CISIAT	0,57	0,57	0,54	0,53	0,56	0,57	0,55	0,55	0,51	0,52
Plateau et Montagne	BELLEGARDE SUR VALSERINE	0,40	0,41	0,35	0,38	0,39	0,38	0,41	0,40	0,40	0,33
	BRENOD	0,39	0,40	0,39	0,39	0,40	0,40	0,33	0,33	0,32	0,32
	CHAMPAGNE EN VALROMEY	0,31	0,30	0,29	0,29	0,29	0,32	0,37	0,34	0,35	0,33
	COLLONGES	0,55	0,52	0,57	0,53	0,52	0,50	0,51	0,50	0,51	0,53
	GEX	0,57	0,55	0,55	0,51	0,50	0,47	0,44	0,43	0,42	0,40
	HAUTEVILLE LOMPNES	0,37	0,41	0,42	0,42	0,41	0,42	0,46	0,40	0,40	0,34
	IZERNORE	0,46	0,46	0,43	0,44	0,48	0,47	0,45	0,46	0,45	0,44
	LHUIS	0,44	0,44	0,43	0,43	0,43	0,43	0,42	0,42	0,41	0,40
	NANTUA	0,63	0,60	0,60	0,56	0,60	0,59	0,62	0,61	0,64	0,59
	OYONNAX	0,15	0,13	0,14	0,13	0,14	0,16	0,17	0,14	0,14	0,13
	OYONNAX NORD	0,36	0,32	0,31	0,24	0,30	0,31	0,30	0,32	0,30	0,33
	OYONNAX SUD	0,62	0,63	0,65	0,62	0,64	0,51	0,55	0,49	0,57	0,89
	SAINT RAMBERT EN BUGHEY	0,43	0,43	0,42	0,43	0,44	0,44	0,43	0,44	0,42	0,45
	VIRIEU LE GRAND	0,43	0,38	0,36	0,38	0,40	0,41	0,41	0,44	0,40	0,39

Les cantons où la pression en UGBz/ha est la plus importante (de couleur rouge) sont les cantons du plateau supérieur et du plateau moyen du Doubs (à l'exception de Valentigney) ainsi que le canton de Beaume-les-Dames et Vercel-Villedieu-le-Camp, ainsi que pour le Jura les cantons de Salin-les-Bains, Voiteur, Nozeroy, les Planches-en-Montagne et Champagnole dans le Jura.

Annexe 1.5 : évolution annuelle de la pression en azote (N) et en phosphore (P2O5) par département et par canton de l'étude NUTRI-Karst entre 1970 et 2000 selon les données du RGA

Les quatre tableaux suivants représentent les quantités d'azote et de phosphore provenant du cheptel bovin rapportées à la SAU à l'échelle cantonale pour chaque région agricole du Doubs et du Jura. On peut constater une augmentation de la pression en azote et en phosphore en 1979, en lien avec l'augmentation des effectifs bovins sur le massif du Jura par rapport à 1970, suivie d'une légère et régulière diminution entre 1979 et 2000. L'année 1979 constitue celle où les pressions en azote et en phosphore ont été les plus élevées.

Pression en azote (kg N/ha SAU) provenant du cheptel bovin dans les cantons du Doubs

Région	Canton	1970	1979	1988	2000
1er Plateau et zone basse	BAUME-LES-DAMES	56,6	71,2	69,6	68,8
	BESANCON-SUD	57,9	69,6	65,8	59,0
	CLERVAL	56,0	65,8	64,9	63,7
	ORNANS	68,8	83,7	82,7	73,7
	PONT-DE-ROIDE	58,8	66,2	70,5	66,5
	QUINGEY	59,2	64,3	64,6	63,1
	ROULANS	66,9	81,3	80,0	76,1
	VALENTIGNEY	ND	ND	ND	ND
Plateau moyen	AMANCEY	75,8	91,2	87,4	74,6
	HERIMONCOURT	62,4	60,0	57,4	57,5
	PIERREFONTAINE-LES-VARANS	83,7	92,8	92,2	85,1
	SAINT-HIPPOLYTE	69,6	84,0	85,1	82,8
	VERCEL-VILLEDIEU-LE-CAMP	70,4	84,6	85,1	80,3
Plateau supérieur	LEVIER	67,2	86,1	85,6	80,1
	MAICHE	79,3	97,4	94,4	91,5
	MONTBENOIT	69,6	82,3	86,4	75,9
	PONTARLIER	73,4	89,2	77,4	71,9
	RUSSEY (LE)	81,4	93,1	90,4	86,0
	MORTEAU	76,0	91,2	90,9	83,7
Montagne	MOUTHE	77,6	88,0	81,1	71,1

Pression en phosphore (kg P₂O₅/SAU) provenant du cheptel bovin dans les cantons du Doubs

Région	Canton	1970	1979	1988	2000
1er Plateau et zone basse	BAUME-LES-DAMES	24,3	30,4	29,6	29,0
	BESANCON-SUD	24,7	29,5	28,0	24,9
	CLERVAL	24,2	28,1	27,7	27,0
	ORNANS	26,2	31,7	31,5	28,0
	PONT-DE-ROIDE	24,0	26,9	28,6	27,1
	QUINGEY	24,2	26,2	26,4	25,6
	ROULANS	25,6	31,0	30,4	29,0
	VALENTIGNEY	ND	ND	ND	ND
Plateau moyen	AMANCEY	29,0	34,9	33,4	28,5
	HERIMONCOURT	23,9	23,0	21,9	22,1
	PIERREFONTAINE-LES-VARANS	32,0	35,4	35,0	32,3
	SAINT-HIPPOLYTE	26,8	32,2	32,4	31,4
	VERCEL-VILLEDIEU-LE-CAMP	27,0	32,3	32,3	30,5
Plateau supérieur	LEVIER	25,7	32,9	32,6	30,5
	MAICHE	30,3	37,1	36,0	34,8
	MONTBENOIT	26,6	31,3	32,9	28,9
	PONTARLIER	27,9	34,1	29,5	27,4
	RUSSEY (LE)	31,2	35,3	34,5	32,5
	MORTEAU	29,0	34,7	34,6	31,8
Montagne	MOUTHE	29,7	33,5	30,8	27,2

Dans le Doubs, les cantons où ces indicateurs sont les plus élevés sont situés sur le plateau moyen (Pierrefontaine-les-Varans et Saint Hippolyte) et le plateau supérieur (Maîche, le Russey et Morteau). Les cantons de Roulans, Ornans, Amancey, Saint-Hippolyte, Vercel-Villedieu-le-Camp, Levier, Montbenoît et Mouthe ont également des pressions relativement élevées en azote et en phosphore mais en diminution entre 1979 et 2000.

Pression en azote (kg N/SAU) provenant du cheptel bovin dans les cantons du Jura

Région	Canton	1970	1979	1988	2000	2010
1er Plateau et zone basse	ARBOIS	ND	44,9	39,6	32,7	ND
	ARINTHOD	ND	54,7	50,6	52,6	ND
	CONLIEGE	ND	71,4	65,2	65,1	ND
	SAINT-AMOUR	ND	67,5	57,8	53,3	ND
	SAINT-JULIEN	ND	72,4	68,5	61,7	ND
	SALINS-LES-BAINS	ND	92,1	86,1	84,6	ND
	VOITEUR	ND	70,0	62,4	59,6	ND
	ORGELET	ND	66,9	63,0	63,2	ND
	POLIGNY	ND	70,5	68,3	61,1	ND
Plateau moyen	CHAMPAGNOLE	ND	76,9	76,5	69,8	ND
	CLAIRVAUX-LES-LACS	ND	71,5	65,4	60,5	ND
Plateau supérieur	MOIRANS-EN-MONTAGNE	ND	39,9	34,0	31,8	ND
	NOZEROY	ND	95,7	89,7	83,7	ND
	SAINT-LAURENT-EN-GRANDVAUX	ND	75,4	72,9	63,4	ND
	PLANCHES-EN-MONTAGNE (LES)	ND	82,7	76,1	73,3	ND
Montagne	BOUCHOUX (LES)	ND	38,7	40,5	39,2	ND
	MOREZ	ND	53,9	48,8	50,7	ND
	SAINT-CLAUDE	ND	40,9	40,5	42,8	ND

Pression en phosphore (kg P2O5/SAU) provenant du cheptel bovin dans les cantons du Jura

Région	Canton	1970	1979	1988	2000	2010
1er Plateau et zone basse	ARBOIS	ND	17,4	15,4	12,6	ND
	ARINTHOD	ND	21,0	19,7	20,2	ND
	CONLIEGE	ND	27,3	25,2	24,8	ND
	SAINT-AMOUR	ND	27,5	23,7	21,8	ND
	SAINT-JULIEN	ND	28,0	26,6	23,9	ND
	SALINS-LES-BAINS	ND	35,2	32,9	32,2	ND
	VOITEUR	ND	26,5	24,0	22,9	ND
	ORGELET	ND	25,7	24,2	24,3	ND
	POLIGNY	ND	28,6	27,9	24,9	ND
Plateau moyen	CHAMPAGNOLE	ND	29,4	29,2	26,6	ND
	CLAIRVAUX-LES-LACS	ND	27,5	25,1	23,3	ND
Plateau supérieur	MOIRANS-EN-MONTAGNE	ND	15,4	13,4	12,6	ND
	NOZEROY	ND	36,5	34,2	31,8	ND
	SAINT-LAURENT-EN-GRANDVAUX	ND	28,7	27,8	24,2	ND
	PLANCHES-EN-MONTAGNE (LES)	ND	31,7	29,2	27,9	ND
Montagne	BOUCHOUX (LES)	ND	14,8	15,5	15,2	ND
	MOREZ	ND	20,7	18,7	19,6	ND
	SAINT-CLAUDE	ND	15,8	15,6	16,7	ND

Dans le Jura, les pressions en azote et en phosphore sont plus faibles que dans le Doubs et ne concernent qu'un petit nombre de cantons. Seuls les cantons de Salins-les-Bains, de Nozeroy et de Saint Laurent-en-Grandvaux ont des valeurs du même ordre de grandeur que les cantons à pression élevée dans le Doubs.

Annexe 1.6 : azote et phosphore d'origine bovine entre 2010 et 2019 par département pour la zone d'étude NUTRI-Karst selon les données du SPIE (azote et phosphore déduit des effectifs bovins) et du RPG (surfaces)

DOUBS	Azote	Phosphore	Surface	kg N/ha SAU	kg P ₂ O ₅ /ha SAU
2010	13 186 942	5 166 908	178 248	74,0	29,0
2011	13 167 309	5 147 924	178 224	73,9	28,9
2012	13 028 106	5 072 095	178 363	73,0	28,4
2013	13 208 021	5 132 321	178 528	74,0	28,7
2014	13 793 314	5 349 063	178 747	77,2	29,9
2015	14 052 487	5 437 242	181 947	77,2	29,9
2016	14 361 141	5 548 371	182 459	78,7	30,4
2017	14 692 139	5 679 939	182 287	80,6	31,2
2018	14 831 041	5 754 090	182 644	81,2	31,5
2019	14 454 900	5 600 304	182 906	79,0	30,6
2019/2010	9,6%	8,4%	2,6%	6,8%	5,6%

JURA	Azote	Phosphore	Surface	kg N/ha SAU	kg P/ha SAU
2010	6 664 968	2 622 163	112 596	59,2	23,3
2011	6 628 270	2 601 514	112 413	59,0	23,1
2012	6 537 919	2 555 973	112 405	58,2	22,7
2013	6 643 876	2 595 756	112 348	59,1	23,1
2014	6 875 598	2 685 421	113 065	60,8	23,8
2015	6 969 863	2 722 485	114 984	60,6	23,7
2016	7 113 950	2 780 718	115 748	61,5	24,0
2017	7 278 692	2 840 310	115 914	62,8	24,5
2018	7 315 478	2 857 801	116 148	63,0	24,6
2019	7 225 657	2 822 281	116 817	61,9	24,2
2019/2010	8,4%	7,6%	3,7%	4,5%	3,7%

AIN	Azote	Phosphore	Surface	kg N/ha SAU	kg P/ha SAU
2010	2 604 697	1 079 202	66 460	39,2	16,2
2011	2 589 651	1 074 022	66 990	38,7	16,0
2012	2 541 350	1 051 597	67 327	37,7	15,6
2013	2 541 645	1 053 453	67 878	37,4	15,5
2014	2 584 637	1 066 508	67 567	38,3	15,8
2015	2 627 541	1 087 234	68 597	38,3	15,8
2016	2 619 048	1 079 892	68 231	38,4	15,8
2017	2 576 512	1 063 611	67 670	38,1	15,7
2018	2 528 873	1 042 366	67 868	37,3	15,4
2019	2 432 462	1 001 314	67 915	35,8	14,7
2019/2010	-6,6%	-7,2%	2,2%	-8,7%	-9,3%

Annexe 1.7 : pression en azote et phosphore d'origine bovine entre 2010 et 2019 par département et par zone géographique pour la zone d'étude NUTRI-Karst selon les données du SPIE (azote et phosphore déduit des effectifs bovins) et du RPG (surfaces)

Pression en azote d'origine bovine en kg N/ha de SAU par canton dans le Doubs de 2010 à 2019.

Région	Canton	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
1er Plateau et zone basse	BAUME-LES-DAMES	70,7	70,5	70,8	72,5	74,2	74,2	75,6	76,7	78,3	76,2
	BESANCON-SUD	66,9	65,8	64,0	65,2	68,4	69,3	70,8	70,6	72,9	70,1
	CLERVAL	59,1	59,7	59,0	59,6	62,4	63,2	63,8	64,4	63,8	62,2
	ORNANS	69,9	69,8	67,7	68,4	71,3	72,4	75,3	77,2	82,6	79,4
	PONT-DE-ROIDE	53,3	53,0	51,4	51,8	53,9	53,9	54,0	54,5	54,7	52,1
	QUINGEY	61,1	59,2	56,5	57,1	60,6	61,8	64,9	67,6	68,3	65,0
	ROULANS	66,2	64,8	64,4	65,5	68,4	68,8	72,0	72,6	74,0	72,7
Plateau moyen	VALENTIGNEY	35,1	36,7	36,1	39,2	41,2	36,2	36,4	32,9	34,3	31,7
	AMANCEY	68,7	67,8	67,3	68,2	72,0	73,4	74,6	77,1	79,1	75,7
	HERIMONCOURT	54,6	55,8	55,6	56,3	58,5	59,2	60,0	63,0	59,7	54,7
	PIERREFONTAINE-LES-VARANS	89,2	89,1	88,1	88,6	91,7	91,5	92,5	95,7	96,4	95,5
	SAINT-HIPPOLYTE	83,5	83,8	82,6	83,0	86,6	86,1	87,5	90,3	87,8	85,8
Plateau supérieur	VERCEL-VILLEDIEU-LE-CAMP	78,7	78,5	78,5	80,0	83,3	83,6	83,8	87,0	84,2	81,6
	LEVIER	78,5	79,6	78,7	79,6	84,6	83,4	85,1	85,9	86,1	83,4
	MAICHE	90,6	90,9	89,2	89,3	91,8	91,4	91,7	94,3	95,0	93,2
	MONTBENOIT	78,9	79,3	79,3	80,0	83,3	83,0	85,8	87,4	90,0	87,3
	PONTARLIER	67,0	67,2	66,3	68,1	70,7	71,7	73,6	74,9	76,1	74,4
	RUSSEY (LE)	80,3	79,3	79,0	80,0	84,4	85,8	86,3	88,8	88,5	87,8
	MORTEAU	86,2	85,6	85,5	87,0	90,0	90,0	92,0	94,1	94,5	92,7
Montagne	MOUTHE	59,1	59,6	59,2	60,6	63,2	60,4	62,0	63,7	64,4	62,2

Pression en azote d'origine bovine en kg N/ha de SAU par canton dans le Jura de 2010 à 2019.

Région	Canton	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
1er Plateau et zone basse	ARBOIS	33,9	33,3	34,7	35,9	35,4	37,6	37,6	41,3	38,3	38,1
	ARINTHOD	50,5	47,8	47,2	47,0	49,4	50,2	50,1	49,9	47,5	45,3
	CONLIEGE	65,1	66,1	64,9	66,0	68,6	68,6	65,2	65,5	66,2	65,8
	SAINT-AMOUR	50,2	49,6	47,4	43,3	43,4	44,8	44,2	44,8	43,0	41,3
	SAINT-JULIEN	59,8	57,6	57,0	56,5	57,5	57,0	62,4	64,2	67,8	69,2
	SALINS-LES-BAINS	82,4	81,5	81,3	85,1	87,7	87,2	89,5	89,4	88,6	89,9
	VOITEUR	57,6	58,4	57,0	57,5	60,3	61,0	73,9	76,3	78,3	76,9
	ORGELET	61,2	60,3	59,1	60,1	61,7	60,7	57,9	61,0	62,0	60,5
	POLIGNY	62,7	62,0	60,9	62,3	63,3	61,8	63,2	64,2	64,7	63,1
Plateau moyen	CHAMPAGNOLE	68,5	68,1	67,6	70,3	72,8	72,4	74,3	76,5	76,5	75,2
	CLAIRVAUX-LES-LACS	59,9	60,2	59,3	59,1	60,1	61,8	62,7	62,7	63,1	62,2
Plateau supérieur	MOIRANS-EN-MONTAGNE	22,6	20,2	20,5	19,7	19,0	17,0	16,6	17,0	17,8	17,5
	NOZEROY	73,5	74,6	73,8	76,3	78,6	78,7	79,9	80,1	82,2	81,5
	SAINT-LAURENT-EN-GRANDVAUX	69,0	69,0	68,6	69,6	72,4	71,2	68,9	72,7	74,1	68,5
	PLANCHES-EN-MONTAGNE (LES)	67,2	69,8	68,8	70,1	73,8	72,9	73,5	75,5	76,6	76,2
Montagne	BOUCHOUX (LES)	29,5	30,7	28,7	28,1	28,0	27,5	28,0	28,6	29,4	27,9
	MOREZ	36,2	35,3	35,8	37,9	39,5	39,9	40,6	42,9	44,2	42,3
	SAINT-CLAUDE	28,9	28,4	26,9	25,3	25,3	26,8	27,4	28,6	27,4	27,1

Pression en azote d'origine bovine en kg N/ha de SAU par canton dans l'Ain de 2010 à 2019

Région	Canton	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Plaine	CEYZERIAT	53,8	52,1	50,9	52,7	54,5	55,3	58,0	60,5	58,2	53,6
	FERNEY VOLTAIRE	47,9	46,2	45,9	47,3	45,7	48,1	50,0	49,9	49,8	47,4
	PONCIN	37,8	35,6	34,2	33,5	32,5	33,6	32,6	34,2	31,1	30,2
	SEYSEL	30,2	34,6	34,1	32,5	34,7	31,2	31,4	32,4	31,4	31,2
	TREFFORT CISIAT	43,0	43,3	40,8	39,9	42,4	43,5	42,2	42,6	39,5	39,9
Plateau et Montagne	BELLEGARDE SUR VALSERINE	33,8	33,8	29,4	31,3	32,7	31,9	34,1	32,9	33,5	27,3
	BRENOD	32,4	33,3	32,3	32,6	32,9	32,9	27,6	27,3	26,7	26,8
	CHAMPAGNE EN VALROMEY	26,4	25,4	24,6	24,8	24,7	26,5	31,6	29,2	30,1	28,5
	COLLONGES	46,6	44,1	48,0	44,0	44,4	42,4	43,6	42,9	43,6	45,0
	GEX	48,1	46,6	46,2	43,5	42,3	40,1	37,7	36,4	35,5	33,4
	HAUTEVILLE LOMPNES	30,6	33,4	34,3	34,2	33,8	33,8	37,5	32,4	32,3	28,0
	IZERNORE	40,1	40,1	38,3	39,3	42,3	40,9	39,9	40,6	40,0	39,1
	LHUIS	37,7	37,7	37,3	37,4	36,9	37,0	36,2	36,2	35,7	34,8
	NANTUA	53,1	50,1	50,2	46,8	50,6	50,1	52,6	51,2	53,6	50,5
	OYONNAX	10,5	9,0	10,1	9,3	10,3	11,2	11,8	10,2	10,0	9,1
	OYONNAX NORD	31,7	28,5	27,9	22,0	27,3	27,1	26,8	27,8	26,9	29,4
	OYONNAX SUD	56,2	57,8	62,4	56,4	57,1	46,3	49,4	44,2	52,3	80,5
	SAINT RAMBERT EN BUGEY	36,4	36,6	36,2	36,8	37,6	37,9	37,0	37,5	35,7	38,3
	VIRIEU LE GRAND	33,9	30,3	28,7	30,6	31,6	32,8	32,2	34,4	31,1	30,2

Pression en phosphore d'origine bovine en kg P2O5/ha de SAU par canton dans le Doubs de 2010 à 2019.

Région	Canton	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
1er Plateau et zone basse	BAUME-LES-DAMES	30,7	30,4	30,4	31,1	31,7	31,7	32,1	32,7	33,5	32,3
	BESANCON-SUD	28,7	28,1	27,3	27,7	29,0	29,2	29,8	29,7	30,7	29,4
	CLERVAL	25,0	25,3	24,9	25,1	26,2	26,4	26,6	26,8	26,7	26,0
	ORNANS	27,1	27,0	26,1	26,3	27,3	27,6	28,6	29,4	31,6	30,3
	PONT-DE-ROIDE	21,6	21,5	20,8	20,8	21,7	21,7	21,6	21,9	22,0	20,9
	QUINGEY	25,2	24,3	23,0	23,2	24,6	25,0	26,3	27,4	27,7	26,3
	ROULANS	26,8	26,0	25,8	26,2	27,3	27,4	28,5	28,9	29,5	28,9
Plateau moyen	VALENTIGNEY	15,0	15,5	15,1	16,5	17,0	15,0	15,1	13,7	14,2	13,3
	AMANCEY	26,8	26,4	26,0	26,3	27,6	28,1	28,5	29,5	30,4	29,1
	HERIMONCOURT	21,6	21,9	21,6	21,9	22,8	22,9	23,2	24,3	23,2	21,2
	PIERREFONTAINE-LES-VARANS	34,3	34,2	33,6	33,8	34,8	34,7	35,0	36,2	36,7	36,3
	SAINT-HIPPOLYTE	32,0	32,1	31,5	31,6	32,9	32,6	33,1	34,2	33,3	32,6
Plateau supérieur	VERCEL-VILLEDIEU-LE-CAMP	30,4	30,3	30,1	30,6	31,9	31,9	31,9	33,2	32,3	31,2
	LEVIER	30,3	30,7	30,3	30,5	32,4	31,8	32,4	32,8	32,9	31,9
	MAICHE	34,7	34,8	34,0	34,0	34,9	34,7	34,7	35,8	36,2	35,5
	MONTBENOIT	30,2	30,3	30,3	30,4	31,7	31,5	32,5	33,1	34,3	33,2
	PONTARLIER	25,8	25,9	25,4	26,0	27,0	27,3	28,0	28,5	29,1	28,5
	RUSSEY (LE)	30,7	30,2	30,1	30,3	32,0	32,4	32,6	33,6	33,7	33,4
Montagne	MORTEAU	33,0	32,8	32,6	33,1	34,2	34,2	34,9	35,7	35,9	35,2
	MOUTHE	22,6	22,8	22,7	23,1	24,1	23,0	23,6	24,2	24,6	23,7

Pression en phosphore d'origine bovine en kg P2O5/ha de SAU par canton dans le Jura de 2010 à 2019.

Région	Canton	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
1er Plateau et zone basse	ARBOIS	13,2	13,0	13,5	14,0	13,7	14,5	14,6	16,0	14,8	14,8
	ARINTHOD	20,3	19,2	18,8	18,8	19,8	20,2	20,1	19,9	18,8	18,0
	CONLIEGE	26,3	26,7	26,1	26,4	27,7	27,7	26,3	26,2	26,4	26,4
	SAINT-AMOUR	20,8	20,5	19,6	17,8	17,8	18,4	18,1	18,5	17,7	17,1
	SAINT-JULIEN	23,9	22,8	22,6	22,3	22,5	22,3	24,6	25,3	26,7	27,2
	SALINS-LES-BAINS	31,7	31,3	31,1	32,6	33,6	33,4	34,2	34,2	34,1	34,7
	VOITEUR	22,9	23,2	22,4	22,6	23,7	24,0	29,1	30,1	30,9	30,3
	ORGELET	24,1	23,7	23,0	23,5	24,1	23,7	22,5	23,7	24,3	23,7
	POLIGNY	25,6	25,3	24,7	25,2	25,6	25,0	25,7	26,0	26,3	25,5
Plateau moyen	CHAMPAGNOLE	26,7	26,4	26,1	27,1	28,0	27,9	28,7	29,4	29,4	28,9
	CLAIRVAUX-LES-LACS	23,3	23,4	23,0	22,9	23,2	23,9	24,2	24,1	24,3	23,9
Plateau supérieur	MOIRANS-EN-MONTAGNE	8,9	8,0	8,1	7,8	7,6	6,8	6,6	6,8	7,2	7,1
	NOZEROY	28,1	28,4	28,0	29,0	29,9	30,0	30,4	30,5	31,3	31,1
	SAINT-LAURENT-EN-GRANDVAUX	26,7	26,6	26,4	26,8	27,8	27,4	26,5	27,8	28,5	26,3
	PLANCHES-EN-MONTAGNE (LES)	25,9	26,8	26,4	26,8	28,2	27,9	28,1	28,9	29,4	29,1
Montagne	BOUCHOUX (LES)	11,7	12,2	11,3	11,1	11,1	11,0	11,2	11,5	11,8	11,1
	MOREZ	14,1	13,7	13,8	14,6	15,2	15,4	15,7	16,5	17,0	16,3
	SAINT-CLAUDE	11,4	11,1	10,6	10,0	10,1	10,6	10,9	11,5	10,9	10,8

Pression en phosphore d'origine bovine en kg P2O5/ha de SAU par canton dans l'Ain de 2010 à 2019.

Région	Canton	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Plaine	CEYZERIAT	23,6	22,7	22,2	23,0	23,6	23,8	24,9	26,1	25,0	22,9
	FERNEY VOLTAIRE	19,8	19,3	19,2	19,8	19,1	20,4	21,2	21,3	21,4	20,2
	PONCIN	16,5	15,5	14,9	14,7	14,2	14,6	14,1	14,9	13,5	13,2
	SEYSSSEL	12,1	13,8	13,5	12,9	13,8	12,5	12,6	12,9	12,4	12,5
	TREFFORT CISIAT	18,9	19,1	17,9	17,6	18,6	19,1	18,3	18,5	17,2	17,4
Plateau et Montagne	BELLEGARDE SUR VALSERINE	13,7	13,8	11,9	12,8	13,3	12,9	13,7	13,3	13,5	11,0
	BRENOD	13,4	13,8	13,3	13,4	13,4	13,5	11,4	11,2	10,8	11,0
	CHAMPAGNE EN VALROMEY	10,7	10,3	9,9	10,0	9,9	10,9	12,8	11,7	12,0	11,3
	COLLONGES	19,0	18,0	19,7	18,2	18,1	17,3	17,7	17,3	17,6	18,1
	GEX	19,3	18,7	18,5	17,3	16,8	16,0	15,0	14,5	14,1	13,3
	HAUTEVILLE LOMPNES	12,5	13,8	14,2	14,1	13,9	14,0	15,4	13,4	13,4	11,5
	IZERNORE	15,9	15,9	15,0	15,5	16,6	16,2	15,8	16,0	15,8	15,5
	LHUIS	15,2	15,2	14,9	15,0	14,9	14,8	14,4	14,4	14,2	13,8
	NANTUA	21,6	20,4	20,4	19,0	20,4	20,1	21,3	20,6	21,8	20,3
	OYONNAX	4,7	4,1	4,6	4,1	4,5	5,1	5,4	4,4	4,5	4,2
	OYONNAX NORD	12,4	11,1	10,9	8,5	10,6	10,6	10,5	10,9	10,5	11,5
	OYONNAX SUD	21,9	22,3	23,8	21,9	22,2	18,2	19,3	17,0	20,3	31,6
	SAINT RAMBERT EN BUGHEY	14,6	14,7	14,6	14,7	15,0	15,1	14,8	15,0	14,4	15,4
	VIRIEU LE GRAND	14,3	12,8	12,1	12,8	13,2	13,7	13,5	14,6	13,1	12,8

Annexe 1.8 : quantités d’azote et de phosphore par canton, nombre de porcheries (source Interporc BFC), SAU 2019 (source RPG) et pression en azote et phosphore par ha de SAU pour le Doubs

Région	Canton	Azote	Phosphore	Effectifs	SAU 2019	kg N/ha	kg P2O5/ha
1er Plateau et zone basse	BAUME-LES-DAMES	14933	11070	7	8984	1,7	1,2
	BESANCON-SUD + QUINGEY	6346	4498	5	12730	0,5	0,4
	ORNANS	9813	6907	9	9237	1,1	0,7
	CLERVAL + PONT-DE-ROIDE	2952	2077	7	14344	0,2	0,1
	ROULANS	4713	3316	4	7788	0,6	0,4
	VALENTIGNEY	0	0	0	412	0,0	0,0
Plateau moyen	AMANCEY	37070	26166	11	7437	5,0	3,5
	HERIMONCOURT	646	455	3	2443	0,3	0,2
	PIERREFONTAINE-LES-VARANS	65777	46040	11	15318	4,3	3,0
	SAINT-HIPPOLYTE	12177	8436	4	8098	1,5	1,0
	VERCEL-VILLEDIEU-LE-CAMP	21707	14542	6	15525	1,4	0,9
Plateau supérieur	LEVIER	36735	25644	13	15253	2,4	1,7
	MAICHE	23340	16312	14	12616	1,9	1,3
	MONTBENOIT	16167	11364	8	11300	1,4	1,0
	PONTARLIER	8691	6124	6	13770	0,6	0,4
	RUSSEY (LE)	31351	21837	8	10014	3,1	2,2
	MORTEAU	27830	19237	4	6978	4,0	2,8
Montagne	MOUTHE	7948	5550	11	10661	0,7	0,5

Quantités d’azote et de phosphore par canton, nombre de porcheries, SAU 2019 (source RPG) et pression en azote et phosphore par ha de SAU pour le Jura.

Région	Canton	Azote	Phosphore	Effectifs	SAU 2019	kg N/ha	kg P2O5/ha
1er Plateau et zone basse	ARBOIS	417	296	3	4724	0,1	0,1
	ARINTHOD	7523	5345	8	8642	0,9	0,6
	CONLIEGE	525	370	3	6908	0,1	0,1
	SAINT-AMOUR	3197	2072	6	4509	0,7	0,5
	SAINT-JULIEN	559	387	3	4607	0,1	0,1
	SALINS-LES-BAINS	1147	808	11	8012	0,1	0,1
	VOITEUR	281	198	5	4839	0,1	0,0
	ORGELET	20440	14277	5	8225	2,5	1,7
	POLIGNY	30065	21067	8	11330	2,7	1,9
Plateau moyen	CHAMPAGNOLE	17869	12719	13	10618	1,7	1,2
	CLAIRVAUX-LES-LACS	897	624	7	7688	0,1	0,1
Plateau supérieur	NOZEROY	19215	13596	17	11115	1,7	1,2
	SAINT-LAURENT-EN-GRANDVAUX	3825	2649	9	9125	0,4	0,3
	PLANCHES-EN-MONTAGNE (LES)	7413	5064	4	4052	1,8	1,2
Montagne	BOUCHOUX (LES)	628	437	3	4093	0,2	0,1
	MOREZ	5102	3539	4	4006	1,3	0,9
	SAINT-CLAUDE	529	374	4	4324	0,1	0,1

Annexe 1.9 : production d'azote et de phosphore d'origine avicole par canton et par région géographique dans le Doubs de 1970 à 2010 (source RGA)

Région	Canton	Production d'azote base 401 g/animal/an en kg N					Production de phosphore base 419 g/animal/an en kg P2O5				
		1970	1979	1988	2000	2010	1970	1979	1988	2000	2010
1er Plateau et zone basse	BAUME-LES-DAMES	4596	3581	2390	2349	348	4802	3741	2498	2454	364
	BESANCON-SUD	1357	642	603	308	228	1418	671	630	321	238
	CLERVAL	2792	1843	1558	791	442	2917	1926	1628	826	462
	ORNANS	4676	3078	2457	696	307	4886	3217	2567	727	321
	PONT-DE-ROIDE	3225	2342	2534	790	269	3370	2447	2647	825	281
	QUINGEY	4916	2110	2236	616	216	5137	2204	2336	643	225
	ROULANS	3791	3403	1964	279	172	3961	3556	2052	291	179
	VALENTIGNEY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plateau moyen	AMANCEY	6552	27384	101395	81447	102133	6846	28614	105946	85103	106718
	HERIMONCOURT	1894	1074	4763	2888	2640	1979	1123	4977	3018	2759
	PIERREFONTAINE-LES-VARANS	12407	10612	10755	4330	4623	12964	11089	11238	4524	4831
	SAINT-HIPPOLYTE	2347	1918	1130	906	254	2452	2004	1180	947	265
	VERCEL-VILLEDIEU-LE-CAMP	8039	6230	5455	515	390	8400	6509	5700	538	407
Plateau supérieur	LEVIER	4274	2785	2597	1463	767	4466	2910	2713	1529	802
	MAICHE	4188	2930	2494	1276	642	4376	3061	2606	1334	670
	MONTBENOIT	6928	9053	4770	1652	1779	7239	9459	4984	1726	1859
	PONTARLIER	3124	1359	889	297	192	3264	1420	929	310	201
	RUSSEY (LE)	2099	1395	1213	425	101	2193	1458	1267	444	106
	MORTEAU	5693	5503	2967	487	112	5949	5750	3100	509	117
Montagne	MOUTHE	1148	644	295	159	253	1200	672	308	166	264

Production d'azote et de phosphore d'origine avicole par canton et par région géographique dans le Jura de 1970 à 2010.

Région	Canton	Production d'azote base 401 g/animal/an en kg N					Production de phosphore base 419 g/animal/an en kg P2O5				
		1970	1979	1988	2000	2010	1970	1979	1988	2000	2010
1er Plateau et zone basse	ARBOIS	ND	1171	598	321	13329	ND	1223	625	335	13927
	ARINTHOD	ND	1446	1221	1733	3677	ND	1510	1276	1811	3842
	CONLIEGE	ND	10579	7517	3598	6117	ND	11054	7855	3759	6391
	SAINT-AMOUR	ND	2546	1634	7588	3357	ND	2661	1707	7929	3507
	SAINT-JULIEN	ND	747	618	230	30	ND	781	645	240	31
	SALINS-LES-BAINS	ND	1715	1219	577	419	ND	1792	1273	603	438
	VOITEUR	ND	979	550	281	133	ND	1023	575	293	139
	ORGELET	ND	1515	1219	8462	72	ND	1583	1274	8842	75
	POLIGNY	ND	3176	2878	570	314	ND	3318	3008	596	328
	CHAMPAGNOLE	ND	1931	682	270	364	ND	2017	712	282	380
Plateau moyen	CLAIRVAUX-LES-LACS	ND	1019	555	202	1033	ND	1065	580	211	1080
Plateau supérieur	MOIRANS-EN-MONTAGNE	ND	283	293	132	181	ND	296	306	137	189
	NOZEROY	ND	1867	901	212	28	ND	1951	941	222	30
	SAINT-LAURENT-EN-GRANDVAL	ND	641	377	122	107	ND	670	394	127	112
	PLANCHES-EN-MONTAGNE (LES)	ND	587	361	1993	SST	ND	613	377	2083	SST
Montagne	BOUCHOUX (LES)	ND	418	286	57	67	ND	437	298	60	70
	MOREZ	ND	219	174	24	20	ND	228	182	25	21
	SAINT-CLAUDE	ND	581	376	92	88	ND	607	393	96	92

Production d'azote et de phosphore d'origine avicole par canton et par région géographique dans l'Ain de 1970 à 2010.

Région	Canton	Production d'azote base 401 g/animal/an en kg N					Production de phosphore base 419 g/animal/an en kg P2O5				
		1970	1979	1988	2000	2010	1970	1979	1988	2000	2010
Plaine	07 - CEYZERIAT	18845	9951	5636	4451	2967	19691	10398	5889	4651	3101
	13 - FERNEY VOLTAIRE	3751	1452	777	281	SST	3920	1517	812	293	SST
	24 - PONCIN	1825	972	6735	SST	40	1906	1016	7037	SST	42
	31 - SEYSSSEL	2602	2325	1530	SST	160	2719	2429	1598	SST	168
	33 - TREFFORT CISIAT	23151	61060	59492	27027	25905	24190	63801	62162	28241	27067
Plateau et Montagne	03 - BELLEGARDE SUR VALSERIN	829	895	600	80	120	866	935	627	84	126
	06 - BRENOD	2092	895	570	80	SST	2186	935	596	84	SST
	09 - CHAMPAGNE EN VALROME	5661	1600	1244	SST	SST	5915	1671	1300	SST	SST
	12 - COLLONGES	1379	1671	869	40	80	1441	1746	908	42	84
	14 - GEX	5205	1071	504	1524	281	5439	1119	526	1592	293
	15 - HAUTEVILLE LOMPNES	1251	769	232	201	241	1307	803	243	210	251
	16 - IZERNORE	2731	5361	SST	80	SST	2853	5602	SST	84	SST
	18 - LHUIS	18000	10352	3413	SST	9985	18808	10816	3566	SST	10433
	22 - NANTUA	1063	515	294	80	0	1110	538	307	84	0
	23 - OYONNAX NORD	386	253	SST	SST	SST	403	265	SST	SST	SST
	28 - SAINT RAMBERT EN BUGEY	1833	1002	492	160	80	1916	1047	514	168	84
	36 - VIRIEU LE GRAND	4498	1402	629	120	0	4700	1465	657	126	0
	41 - OYONNAX SUD	184	101	60	SST	SST	192	105	62	SST	SST
	98 - OYONNAX	183	108	54	0	SST	191	113	57	0	SST

Annexe 1.10 : quantités d’azote et de phosphore (en kilo et en kg/ha de SAU) épandues en agriculture et provenant des boues de station d’épuration dans les cantons de l’étude NUTRI-Karst dans le Doubs (source Chambre Interdépartementale d’Agriculture 25/90)

DOUBS 2019	N boues	P2O5 boues	kg N/ha	kg P2O5/ha
01 - AMANCEY	3615	1061	0,49	0,14
04 - BAUME-LES-DAMES	1968	1237	0,22	0,14
06 - BESANCON-SUD	8475	4742	2,43	1,36
08 - CLERVAL	11942	21969	1,28	2,36
09 - HERIMONCOURT	4475	3598	1,83	1,47
11 - LEVIER	7647	8209	0,50	0,54
12 - MAICHE	2574	1978	0,20	0,16
15 - MONTBENOIT	7775	6670	0,69	0,59
18 - ORNANS	156	187	0,02	0,02
19 - PIERREFONTAINE-LES-VARANS	9034	9083	0,59	0,59
20 - PONTARLIER	10023	11797	0,73	0,86
21 - PONT-DE-ROIDE	4443	4079	0,88	0,81
22 - QUINGEY	6074	12410	0,66	1,34
24 - ROULANS	8758	4388	1,12	0,56
25 - RUSSEY (LE)	7861	5047	0,79	0,50
26 - SAINT-HIPPOLYTE	1878	1498	0,23	0,18
27 - VERCEL-VILLEDIEU-LE-CAMP	27475	24490	1,77	1,58
16 - MORTEAU, 17 - MOUTHE et 35 - VALENTIGNEY	0	0	0	0
TOTAL	124175	122443	0,68	0,67

Annexe 1.11 : part relative de l'azote d'origine agricole par canton selon l'année la plus récente disponible

Cantons Nutrikarst du Doubs	N BOV SPIE 2020	N Engrais 2019	Azote N Porcin 2020	N VOL 2010	N boues 2019	Total par canton
AMANCEY	556 616	191 456	37 070	102 133	3 615	890 890
BAUME-LES-DAMES	671 260	337 897	14 933	348	1 968	1 026 406
BESANCON-SUD	243 963	138 190	2 975	228	8 475	393 831
CLERVAL	578 474	334 195	2 709	442	11 942	927 762
HERIMONCOURT	139 645	96 129	646	2 640	4 475	243 536
LEVIER	1 282 825	249 800	36 735	767	7 647	1 577 774
MAICHE	1 163 638	210 761	23 340	642	2 574	1 400 953
MONTBENOIT	983 255	172 641	16 167	1 779	7 775	1 181 617
MORTEAU	631 518	105 943	27 830	112	0	765 402
MOUTHE	666 659	159 888	7 948	253	0	834 748
ORNANS	717 759	240 054	9 813	307	156	968 089
PIERREFONTAINE-LES-VARANS	1 453 005	310 069	65 777	4 623	9 034	1 842 508
PONTARLIER	1 002 772	207 343	8 691	192	10 023	1 229 021
PONT-DE-ROIDE	262 913	194 460	243	269	4 443	462 327
QUINGEY	586 974	297 973	3 371	216	6 074	894 609
ROULANS	561 111	359 645	4 713	172	8 758	934 399
LE RUSSEY	876 889	158 639	31 351	101	7 861	1 074 840
SAINT-HIPPOLYTE	695 112	150 575	12 177	254	1 878	859 995
VALENTIGNEY	13 855	22 403	0	0	0	36 258
VERCEL-VILLEDIEU-LE-CAMP	1 246 795	340 318	21 707	390	27 475	1 636 685
Total par origine	14 335 034	4 278 378	328 197	115 866	124 175	19 181 650
Répartition par origine	75%	22%	1,7%	0,6%	0,6%	100%
Cantons Nutrikarst du Jura	N BOV SPIE 2020	N Engrais 2019	Azote N Porcin 2020	N VOL 2010	N boues 2019	Total par canton
ARBOIS	181 560	224 060	417	13 329	ND	419 365
ARINTHOD	396 676	236 145	7 523	3 677	ND	644 021
LES BOUCHOUX	115 036	81 943	628	67	ND	197 674
CHAMPAGNOLE	798 218	272 793	17 869	364	ND	1 089 244
CLAIRVAUX-LES-LACS	475 099	210 143	897	1 033	ND	687 172
CONLIEGE	450 216	209 086	525	6 117	ND	665 943
MOIRANS-EN-MONTAGNE	43 457	50 291	66	181	ND	93 994
MOREZ	163 211	79 969	5 102	20	ND	248 303
NOZEROY	898 989	233 806	19 215	28	ND	1 152 039
ORGELET	491 316	261 927	20 440	72	ND	773 755
LES PLANCHES-EN-MONTAGNE	311 875	81 756	7 413	SST	ND	401 044
POLIGNY	717 403	452 012	30 065	314	ND	1 199 794
SAINT-AMOUR	180 569	151 851	3 197	3 357	ND	338 974
SAINT-CLAUDE	116 791	87 039	529	88	ND	204 447
SAINT-JULIEN	315 971	135 963	559	30	ND	452 523
SAINT-LAURENT-EN-GRANDVAUX	442 281	135 308	3 760	107	ND	581 455
SALINS-LES-BAINS	728 007	191 956	1 147	419	ND	921 529
VOITEUR	384 926	167 545	281	133	ND	552 885
Total par origine	7 211 598	3 263 595	119 632	29 335	ND	10 624 160
Répartition par origine	68%	31%	1,1%	0,3%	ND	100%
hors boues						
Cantons Nutrikarst de l'Ain	N BOV SPIE 2020	N Engrais 2019	Azote N Porcin 2020	N VOL 2010	N boues 2019	Total par canton
BELLEGARDE SUR VALSERINE	139 297	106 815	ND	120	ND	246 233
BRENOD	204 673	168 368	ND	SST	ND	373 042
CEYZERIAT	241 926	155 211	ND	2 967	ND	400 104
CHAMPAGNE EN VALROMEY	149 775	188 541	ND	SST	ND	338 316
COLLONGES	182 082	183 583	ND	80	ND	365 746
FERNEY VOLTAIRE	130 832	161 850	ND	SST	ND	292 682
GEX	170 153	208 283	ND	281	ND	378 717
HAUTEVILLE LOMPNES	92 902	63 194	ND	241	ND	156 336
IZERNORE	129 715	81 876	ND	SST	ND	211 591
LHUIS	159 187	154 168	ND	9 985	ND	323 340
NANTUA	112 792	48 952	ND	0	ND	161 744
OYONNAX	4 001	13 677	ND	SST	ND	17 677
OYONNAX NORD	28 075	18 907	ND	SST	ND	46 982
OYONNAX SUD	11 024	2 351	ND	SST	ND	13 374
PONCIN	83 247	105 611	ND	40	ND	188 898
SAINT RAMBERT EN BUGEY	114 929	54 387	ND	80	ND	169 396
SEYSSSEL	68 429	73 989	ND	160	ND	142 579
TREFFORT CISIAT	296 966	348 074	ND	25 905	ND	670 945
VIRIEU LE GRAND	72 037	80 496	ND	0	ND	152 533
Total par origine	2 392 041	2 218 333	ND	39 859	ND	4 650 233
Répartition par origine	51%	48%	ND	0,9%	ND	100%
hors boues et porcs						

Annexe 1.12 : part relative du phosphore d'origine agricole par canton selon l'année la plus récente disponible

Cantons Nutrikarst du Doubs	P2O5 BOV SPIE 2020	P2O5 Engrais 2019	P2O5 Porcin 2020	P2O5 VOL 2010	P2O5 boues 2019	Total par canton
AMANCEY	213 629	51 314	26 166	106 718	1 061	398 887
BAUME-LES-DAMES	284 238	86 724	11 070	364	1 237	383 632
BESANCON-SUD	102 467	36 858	2 095	238	4 742	146 399
CLERVAL	241 421	87 649	1 907	462	21 969	353 408
HERIMONCOURT	53 986	25 286	455	2 759	3 598	86 084
LEVIER	490 252	66 377	25 644	802	8 209	591 283
MAICHE	441 940	55 841	16 312	670	1 978	516 741
MONTBENOIT	373 712	46 033	11 364	1 859	6 670	439 639
MORTEAU	239 498	28 262	19 237	117	0	287 114
MOUTHE	253 837	42 634	5 550	264	0	302 284
ORNANS	273 061	64 497	6 907	321	187	344 972
PIERREFONTAINE-LES-VARANS	550 282	82 662	46 040	4 831	9 083	692 898
PONTARLIER	382 162	55 262	6 124	201	11 797	455 545
PONT-DE-ROIDE	105 537	51 366	170	281	4 079	161 433
QUINGEY	237 527	78 105	2 404	225	12 410	330 671
ROULANS	221 748	94 305	3 316	179	4 388	323 936
LE RUSSEY	331 775	42 336	21 837	106	5 047	401 100
SAINT-HIPPOLYTE	263 160	40 079	8 436	265	1 498	313 438
VALENTIGNEY	5 745	5 270	0	0	0	11 015
VERCEL-VILLEDIEU-LE-CAMP	474 911	90 761	14 542	407	24 490	605 111
Total par origine	5 540 885	1 131 622	229 574	121 067	122 443	7 145 591
Répartition par origine	78%	16%	3,2%	1,7%	1,7%	100%

Cantons Nutrikarst du Jura	P2O5 BOV SPIE 2020	P2O5 Engrais 2019	P2O5 Porcin 2020	P2O5 VOL 2010	P2O5 boues 2019	Total par canton
ARBOIS	70475	57826	296	13927	ND	142 525
ARINTHOD	157565	60875	5345	3842	ND	227 627
LES BOUCHOUX	45882	20494	437	70	ND	66 882
CHAMPAGNOLE	306430	70282	12719	380	ND	389 811
CLAIRVAUX-LES-LACS	182918	54996	624	1080	ND	239 618
CONLIEGE	180401	54880	370	6391	ND	242 042
MOIRANS-EN-MONTAGNE	17730	12576	48	189	ND	30 543
MOREZ	62650	19998	3539	21	ND	86 209
NOZEROY	342612	59075	13596	30	ND	415 312
ORGELET	191983	68889	14277	75	ND	275 224
LES PLANCHES-EN-MONTAGNE	119534	20480	5064	SST	ND	145 078
POLIGNY	289615	116860	21067	328	ND	427 869
SAINT-AMOUR	74337	39056	2072	3507	ND	118 972
SAINT-CLAUDE	46203	21767	374	92	ND	68 435
SAINT-JULIEN	124569	35742	387	31	ND	160 729
SAINT-LAURENT-EN-GRANDVAUX	169780	34041	2601	112	ND	206 534
SALINS-LES-BAINS	281016	49273	808	438	ND	331 535
VOITEUR	152017	43245	198	139	ND	195 598
Total par origine	2 815 714	840 356	83 823	30 652	ND	3 770 544
Répartition par origine	75%	22%	2,2%	0,8%	ND	100%

hors boues

Cantons Nutrikarst de l'Ain	P2O5 BOV SPIE 2020	P2O5 Engrais 2019	P2O5 Porcin 2020	P2O5 VOL 2010	P2O5 boues 2019	Total par canton
BELLEGARDE SUR VALSERINE	55 718	27 691	ND	126	ND	83 534
BRENOD	83 372	44 331	ND	SST	ND	127 704
CEYZERIAT	102 744	38 666	ND	3 101	ND	144 511
CHAMPAGNE EN VALROMEY	59 662	47 928	ND	SST	ND	107 590
COLLONGES	73 481	46 240	ND	84	ND	119 804
FERNEY VOLTAIRE	56 151	41 519	ND	SST	ND	97 670
GEX	67 524	53 211	ND	293	ND	121 028
HAUTEVILLE LOMPNES	38 159	16 678	ND	251	ND	55 088
IZERNORE	51 163	21 825	ND	SST	ND	72 987
LHUIS	63 257	34 881	ND	10 433	ND	108 571
NANTUA	45 390	12 889	ND	0	ND	58 279
OYONNAX	1 765	3 348	ND	SST	ND	5 113
OYONNAX NORD	10 965	4 812	ND	SST	ND	15 777
OYONNAX SUD	4 318	627	ND	SST	ND	4 944
PONCIN	36 019	27 369	ND	42	ND	63 429
SAINT RAMBERT EN BUGÉY	45 987	13 908	ND	84	ND	59 978
SEYSSSEL	27 242	17 552	ND	168	ND	44 962
TREFFORT CISIAT	129 556	85 712	ND	27 067	ND	242 334
VIRIEU LE GRAND	30 463	19 097	ND	0	ND	49 560
Total par origine	982 932	558 284	ND	41 649	ND	1 582 864
Répartition par origine	62%	35%	ND	2,6%	ND	100%

hors boues et
porcs

Annexe 2

Estimation des erreurs sur les concentration moyennes et les flux en N-NO₃ en fonction du pas de temps d'échantillonnage (extrait du rapport Charlier et al., 2018 – BRGM/RP-68315-FR)

Annexe 2.1 : Présentation de la méthode

L'objectif de cette méthode est d'estimer les erreurs associées aux calculs des pics de concentration et calculs des flux annuels en N-NO₃ sur les bassins du massif du Jura en fonction des pas de temps d'échantillonnage.

Dégradation des données de référence

La méthode se base sur l'analyse d'une chronique de référence à pas de temps fin – en l'occurrence la chronique historique journalière ou bi-hebdomadaire de la Loue à Chenecey-Buillon (cf. les données 2002-2013 de la Figure 117).

A partir de la Figure 131, on observe logiquement que l'augmentation du pas de temps séparant 2 mesures (Δt de 3, 14 et 60j) entraîne une dégradation de la résolution temporelle et donc des dynamiques d'évolution des paramètres. Cette « dégradation » se traduit par une augmentation de l'incertitude lors de l'extrapolation linéaire entre les points, ce qui entache l'estimation des flux annuels d'une grande erreur.

Il est à noter ici que seul le cas d'un sous-échantillonnage constant (pas de temps fixe au cours du temps) est testé.

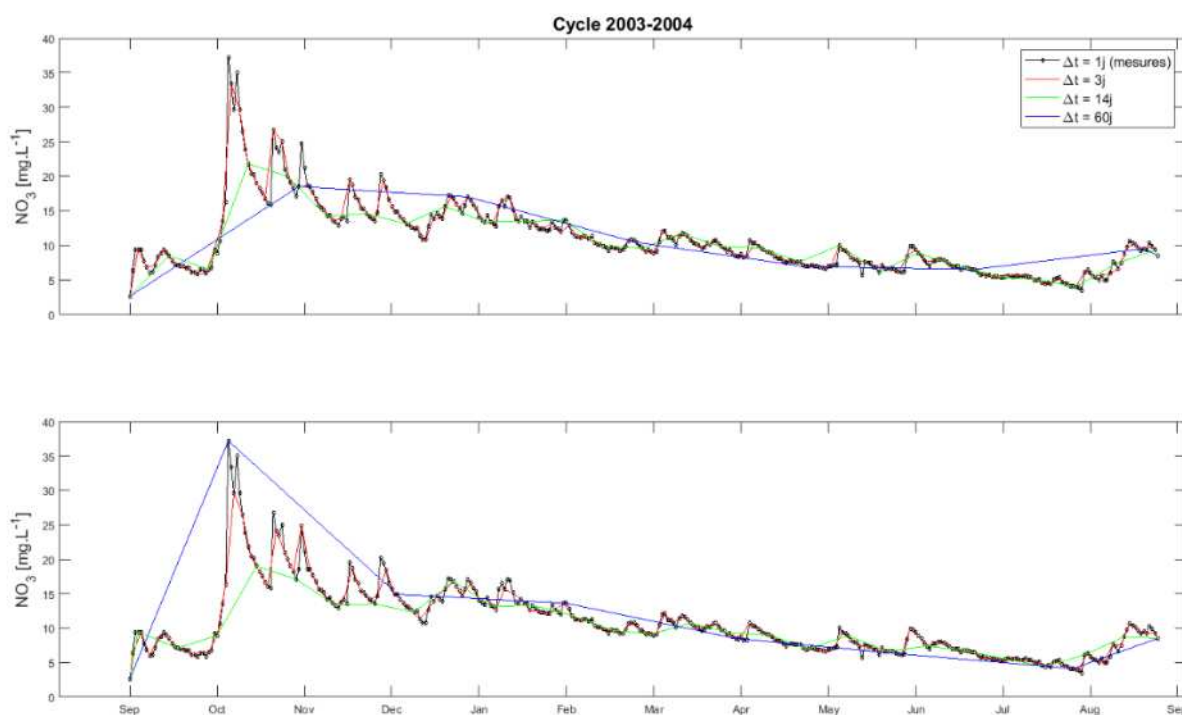


Figure 131 – Deux exemples de dégradation des données journalières sur la chronique NO₃ à Chenecey-Buillon (cycle 2003-2004)

Fréquences cumulées des concentrations

Afin d'estimer l'incertitude associée au suivi des concentrations, il est nécessaire d'analyser la variabilité des différentes courbes de dégradation. Pour cela, chaque courbe dégradée est interpolée linéairement au pas de temps de référence pour pouvoir comparer les courbes de pas

de temps différents. Les fréquences cumulées des classes de concentration ont été utilisées pour comparer les différents scénarios de dégradation entre eux.

Ce type de représentation permet de comparer plusieurs jeux de données et d'estimer les fréquences induisant des écarts ou des similitudes. A partir de l'exemple de la Figure 132 qui représente les fréquences cumulées des courbes de concentration en NO_3 pour un pas de temps de 14 j (cycle 2003-2004), on observe un étalement des courbes autour de la courbe de référence (en rouge). La courbe enveloppe de l'ensemble des fréquences cumulées s'élargie avec les concentrations les plus fortes, indiquant une plus grande incertitude au suivi des pics de concentrations à ce pas de temps donné. Par exemple, pour une fréquence de 90%, la concentration est de 17 mg/L pour la courbe de référence mais la courbe enveloppe l'encadre entre les valeurs de 13 à 20 mg/L. Le pic de concentration à 37 mg/L (fréquence = 100%) pour la courbe de référence est sous-estimée jusqu'à 17 mg/L pour certaines courbes de dégradation.

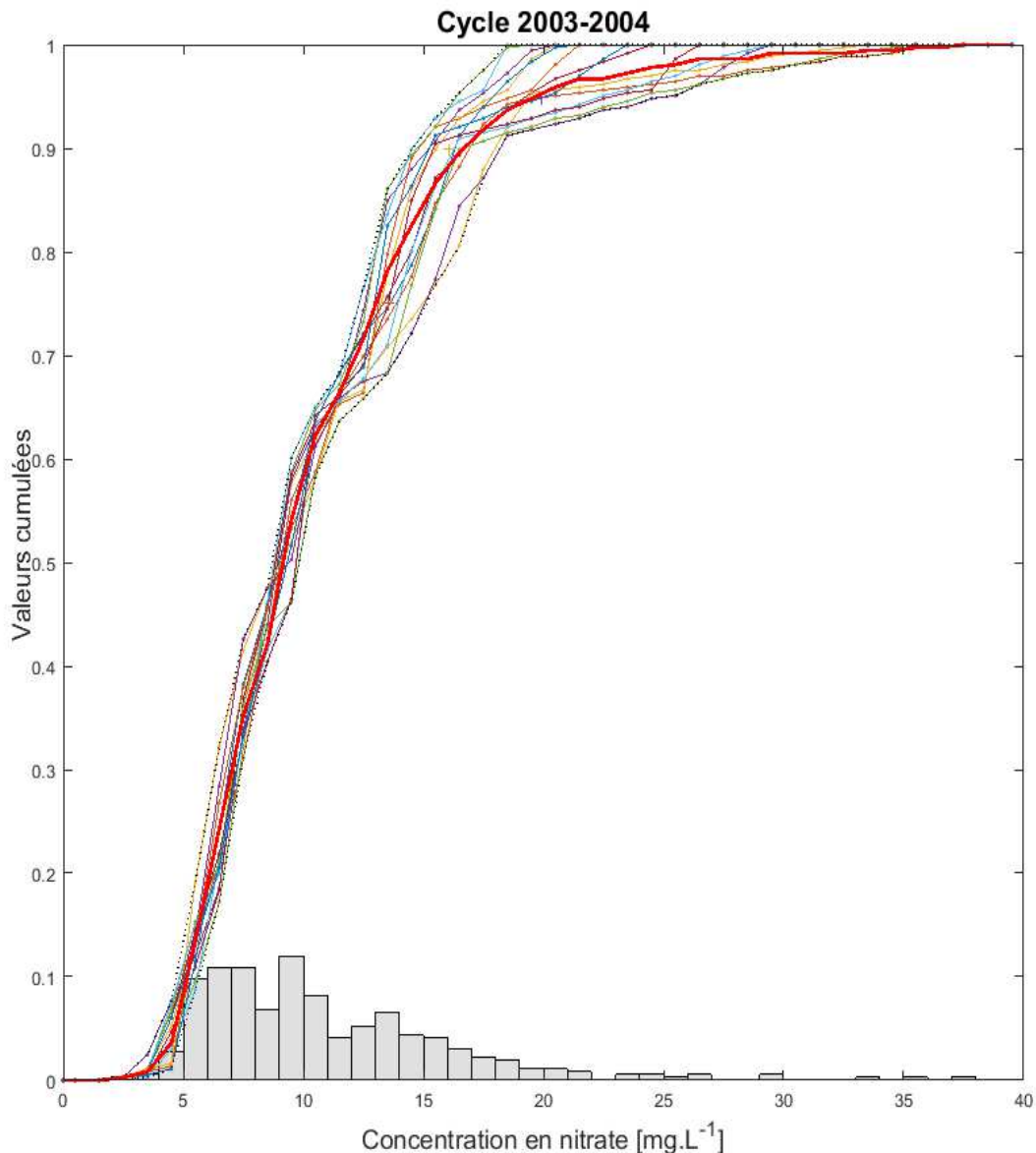


Figure 132 – Représentation des fréquences cumulées des classes de concentration en NO_3 pour le cycle 2003-2004 avec un pas de temps de 14 jours ; la courbe de référence est en rouge

Incertitude liée à la taille de la série et à l'occurrence d'épisodes exceptionnels

Les flux annuels varient fortement d'année en année et les incertitudes associées à la taille de la série sont donc fluctuantes selon que des épisodes exceptionnels y sont intégrés. Afin de généraliser les intervalles de confiance et donc les erreurs, on va considérer différentes longueurs de séries entre 2002 et 2012 qui intègrent rapidement ou non le cycle exceptionnel en NO₃ (2003-2004 ; cf Figure 118). La Figure 133 indique les différentes séries utilisées :

- Les séries bleues, qui contiennent de manière récurrente l'épisode
- Les séries rouges qui intègrent cet événement au terme de 8 années
- Les séries vertes qui ne l'intègrent que pour la période la plus longue

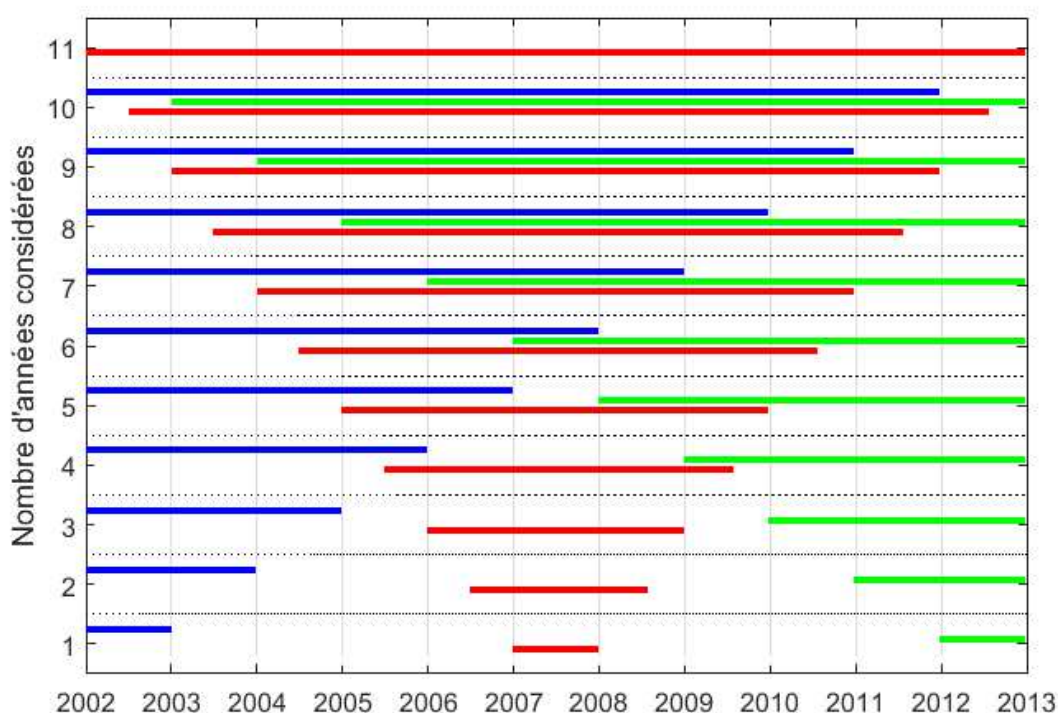


Figure 133 – Schéma représentant les années prises en compte sur la Figure 136 (le code couleur est respecté)

La distribution des erreurs pour chaque série va nous renseigner sur l'influence de la taille de celle-ci. Comparer les 3 familles de séries va nous permettre de caractériser l'influence de la localisation (début, milieu, fin) d'un épisode exceptionnel au sein de la série complète.

Erreur sur l'estimation des flux annuels

Les flux annuels en azote sont estimés comme indiqué dans la Section 8.2.3 sur la base des courbes de chimie dégradées et interpolées linéairement au pas de temps de référence pour être multipliées aux débits. Ainsi sont calculés autant de flux annuels que de courbes de dégradation, permettant - à partir de l'analyse de leur distribution - de quantifier l'incertitude à un pas de temps donné. L'analyse de la distribution des incertitudes se base sur l'estimation des quartiles et de l'intervalle de confiance à 90%.

Annexe 2.2 : Incertitude sur les concentrations en NO_3

Deux exemples de l'influence de la dégradation des données sur les incertitudes associées au suivi des concentrations en NO_3 sont présentés Figure 134. Le cycle hydrologique 2003-2004 à gauche comprend le pic de NO_3 maximal sur la chronique historique à Chenecey-Buillon.

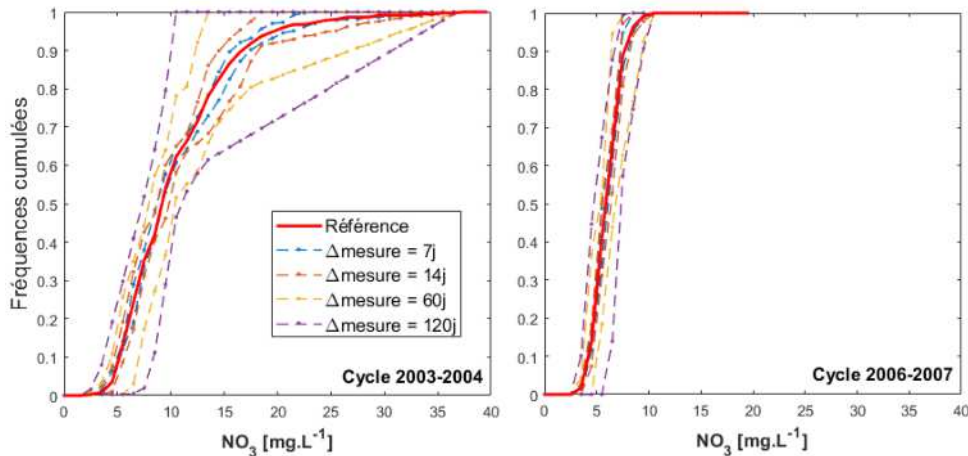


Figure 134 – Courbes enveloppes de fréquences cumulées de NO_3 pour différents pas de temps Δt ; pour deux cycles hydrologiques contrastés en terme de dynamique de NO_3 (année record en 2003-2004 – à gauche)

On observe globalement que les courbes enveloppes pour le cycle 2003-2004 (à g.) s'élargissent avec l'augmentation du pas de temps, indiquant que l'incertitude sur le suivi de la dynamique des concentrations augmente. **La comparaison des deux cycles montre que l'incertitude augmente dans la détection des fortes valeurs lors d'un cycle avec de fortes concentrations.**

En considérant la série de référence en entier (2002-2013), il est possible de tracer les mêmes courbes enveloppes et de définir pour différentes fréquences cumulées la distribution des courbes de dégradation. C'est ce qui est représenté sur la Figure 135 pour deux pas de temps d'acquisition à 14 et 60 jours. A partir de ces indicateurs statistiques tels que les boîtes à moustache et les intervalles de confiance pour une fréquence cumulée, il est alors possible de définir les erreurs associées pour le percentile correspondant.

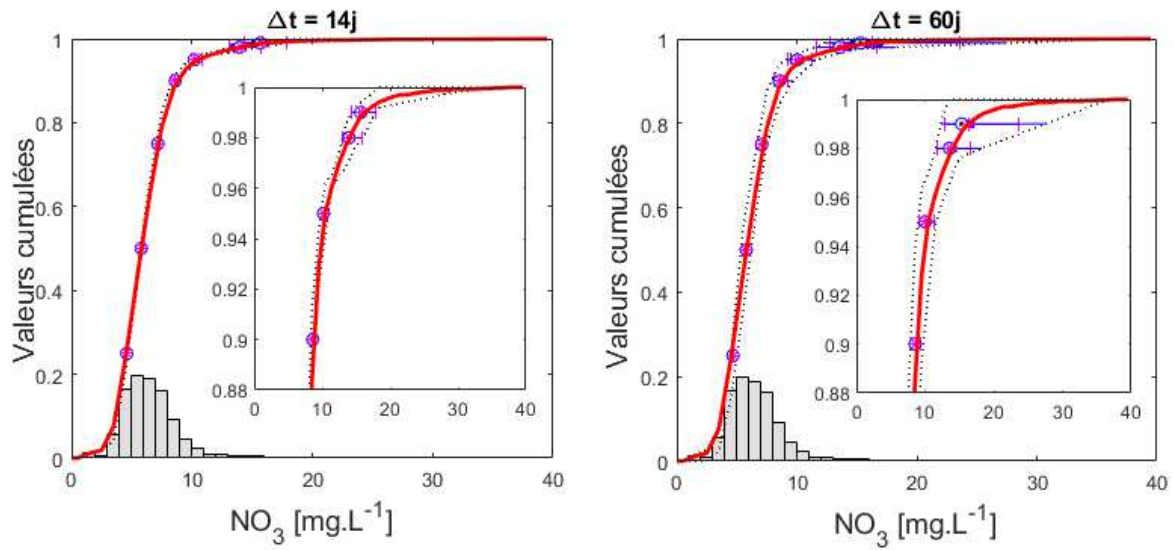


Figure 135 – Distribution des courbes de dégradation pour 2 pas de temps Δt à 14j (à gauche) et 60j (à droite), pour les concentrations en NO_3 (en haut) et PO_4 (en bas); la distribution des courbes est représentée à l'aide de boîtes à moustaches (en bleu) et intervalle de confiance à 90% (traits en magenta) pour les percentiles 25, 50, 75, 90, 95, 98 et 99 (un zoom est réalisé pour les 4 derniers percentiles); la courbe de référence est en rouge et la courbe enveloppe en pointillés noirs

Annexe 2.3 : Incertitude sur les flux de N-NO₃

Influence de la taille de la série et de l'occurrence d'épisodes exceptionnels

La Figure 136 présente les erreurs relatives de flux annuels pour les trois familles de séries présentées en Figure 133, et pour deux cas de pas de temps de dégradation : 120 jours (à gauche), et 30 jours (à droite). Pour une longueur de série de 1 à 11 ans en abscisse, l'estimation des flux moyens (*) est encadrée par un intervalle de confiance (point en limite supérieure et cercle en limite inférieure).

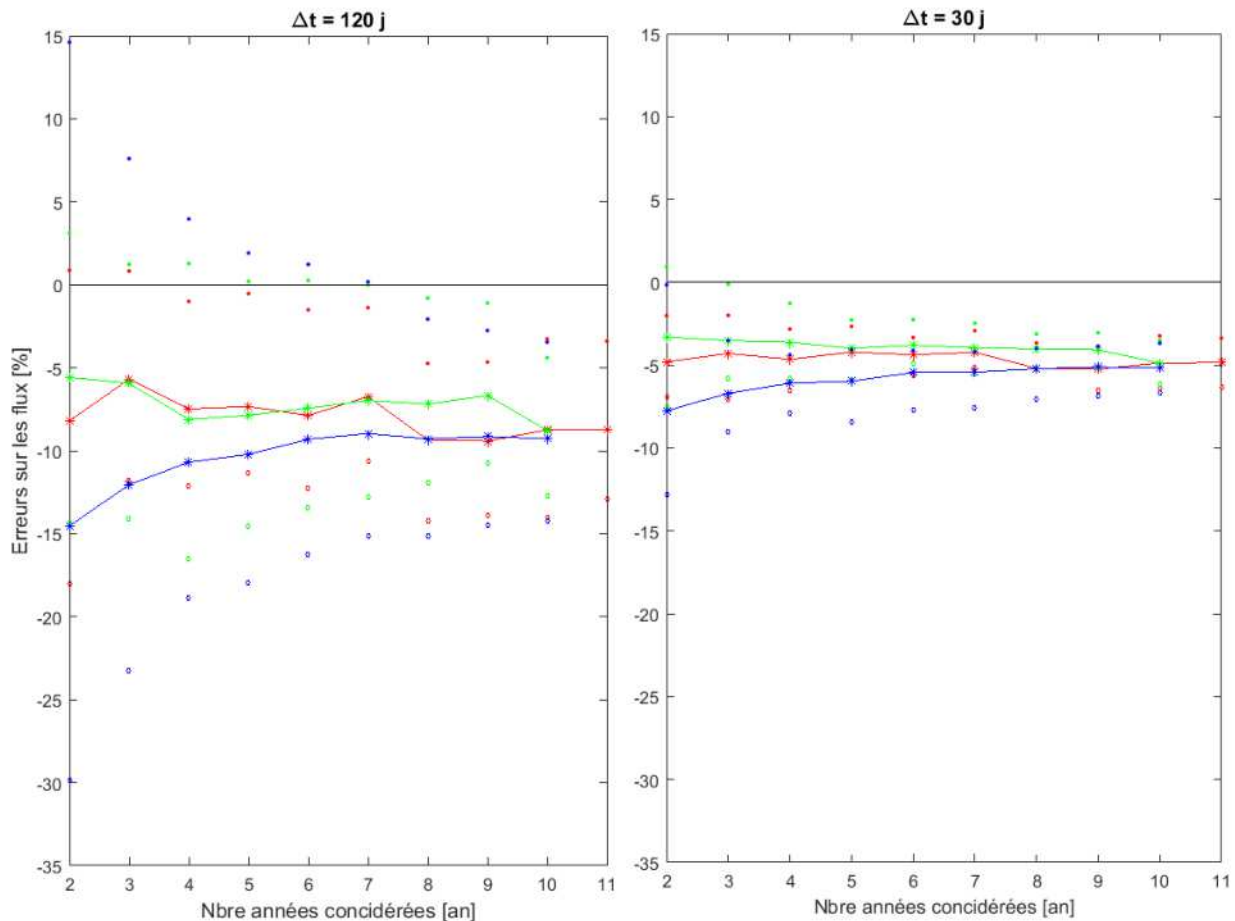


Figure 136 – Sous-estimation moyenne des flux en fonction du nombre d'années de la série considérée pour des sous-échantillonnages à 30 et 120 jours (axe des abscisses expliqué Figure 133). Les intervalles de confiance sont représentés par des points pour la limite supérieure et des ronds pour la limite inférieure

Globalement, les erreurs sont plus faibles pour un pas de temps de 30 jours, mais l'allure des courbes reste similaire dans les deux cas. L'intervalle de confiance diminue également avec la longueur de la série. Bien que dans tous les cas on observe une sous-estimation des flux quelle que soit la longueur de la série, deux sortes de séries sont observées sur Figure 136. On peut en effet remarquer que la courbe bleue est systématiquement en dessous des deux autres courbes, montrant que l'évènement exceptionnel du cycle de 2003 – 2004 va avoir tendance à accroître la sous-estimation moyenne des flux. De plus, on remarque que les trois courbes vont converger quand l'évènement de septembre 2003 est intégré à la série (au terme de 8 années considérées pour la courbe rouge et 10 pour la courbe verte). Ainsi, les pics exceptionnels vont avoir des

effets non négligeables sur les estimations des flux et leurs erreurs, ce qui doit alors être prise en compte pour l'analyse des flux moyens inter-annuels.

Quantification des erreurs associées à l'estimation des flux

A partir de ces premiers résultats, l'incertitude sur l'estimation des flux va prendre en compte, le pas de temps de dégradation, la taille de la série et la localisation d'épisodes exceptionnels. Figure 137 présente les erreurs sur les flux annuels de $\text{NO}_3\text{-N}$ pour les différents pas de temps de dégradation. A chaque pas de temps, les boîtes à moustaches illustrent la distribution des erreurs relatives par rapport à la référence de l'ensemble des courbes de dégradation obtenues pour toutes les séries (bleu, rouge et verte). Les courbes indiquent l'erreur moyenne pour chaque cycle hydrologique.

De manière générale, on observe que les moyennes des cycles se situent toutes dans l'intervalle de confiance à 90%. La dégradation de la série va engendrer une minimisation des flux d'azote annuel avec des erreurs qui se montent à -20% pour un pas de temps de 120 jours. On observe que les erreurs sont très variables selon les cycles hydrologiques et que le cycle 2003-2004 (en rouge) est le cycle engendrant les plus fortes erreurs.

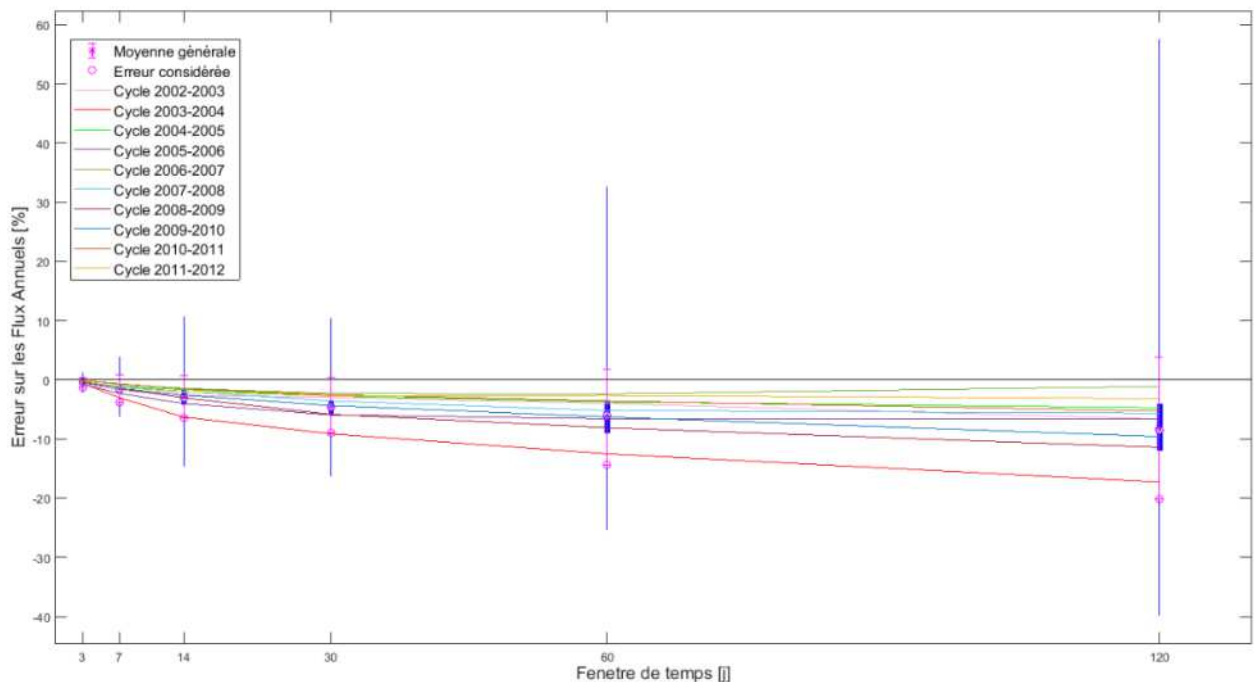


Figure 137 – Erreur sur les flux annuels créés par la dégradation de la série de référence en NO_3 . Les boîtes à moustaches indiquent les quartiles et les intervalles de confiance à 90% sont représentés par des traits roses pour la limite supérieure et des ronds roses pour la limite inférieure



**RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE**

*Liberté
Égalité
Fraternité*

Centre scientifique et technique

3, avenue Claude-Guillemin
BP 36009
45060 – Orléans Cedex 2 – France
Tél. : 02 38 64 34 34



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Direction régionale Bourgogne – Franche-Comté

Parc technologique
27 rue Louis de Broglie
21000 – Dijon – France
Tél. : 03 80 72 90 40

www.brgm.fr