



# Agriculture biologique et qualité de l'eau

Etat des lieux des forces et faiblesses des  
systèmes de production conduits en AB

**Vian Jean-François, ISARA-Lyon**

**Février 2019**

# Table des matières

Résumé.....	
I. Introduction.....	1
II. Les systèmes maraîchers.....	2
1. Les aspects positifs des systèmes maraîchers conduits en AB vis-à-vis de la qualité de l'eau....	3
2. Les limites des systèmes maraîchers conduits en AB vis-à-vis de la qualité de l'eau .....	6
3. Que retenir sur les systèmes maraîchers en AB et la qualité de l'eau ? .....	8
III. Les systèmes de polyculture-élevage.....	9
1. Les spécificités des élevages conduits en AB et aspects positifs de ces systèmes vis-à-vis de la qualité de l'eau .....	9
2. Les limites des élevages conduits en AB vis-à-vis de la qualité de l'eau .....	11
3. Que retenir sur les systèmes polyculture-élevage en AB et la qualité de l'eau ?.....	15
IV. Les systèmes de grandes cultures en AB sans élevage .....	16
1. Les systèmes de grandes cultures en AB et leurs impacts sur la qualité de l'eau .....	16
2. Diversité et nouvelles pratiques dans les systèmes de grandes cultures.....	18
3. Quelques situations à risque spécifiques en AB .....	21
4. Que retenir sur les systèmes grandes cultures AB et la qualité de l'eau ?.....	22
V. Les systèmes de cultures pérennes en AB (vigne et arboriculture).....	23
1. Arboriculture.....	23
2. Viticulture .....	24
3. Utilisation du soufre et du cuivre en AB.....	26
4. Que retenir sur l'arboriculture et la viticulture AB et la qualité de l'eau ? .....	29
VI. Conclusion.....	30
VII. Références bibliographiques .....	32

# Résumé

Cette revue de la littérature scientifique (nationale et internationale) et technique est un état des lieux, en 2018, des forces et des faiblesses de l'Agriculture Biologique (AB) vis-à-vis de la qualité de l'eau. Elle est organisée par type de production en AB : maraîchage, polyculture-élevage (essentiellement élevages bovins allaitants et laitiers), céréaliculture spécialisée et viticulture-arboriculture. Cette revue porte essentiellement sur les risques de lixiviation des nitrates étant entendu que les systèmes AB n'occasionnent pas de risques de pollutions diffuses des eaux de surface et souterraines dus à l'utilisation de pesticides de synthèse (une discussion sur l'impact de l'utilisation des pesticides autorisés en AB est également présentée pour les systèmes pérennes).

*Maraîchage* : les informations sur les systèmes maraîchers conduits en AB et leurs impacts environnementaux sont peu nombreuses dans la littérature. La complexité et la diversité des pratiques au sein des systèmes maraîchers diversifiés tels que rencontrés en Rhône-Alpes rendent toute conclusion générale discutable quant à l'impact moyen sur la qualité de l'eau (vis-à-vis de l'azote) d'un système biologique par rapport à un système conventionnel. Toutefois, les études internationales disponibles et les résultats des travaux menés en Rhône-Alpes montrent que **la pression globale est moins importante en AB du fait de plus faibles apports totaux en azote et de la non utilisation d'herbicides de synthèse**. Les difficultés rencontrées au sein de ces systèmes vis-à-vis de la lixiviation des nitrates proviennent essentiellement (1) de l'absence de couverts végétaux durant la période hivernale (notamment sur les petites exploitations – < 3 ha), (2) du manque de références techniques sur la nutrition des cultures légumières et parfois d'accompagnement technique des maraîchers et (3) des apports fréquents de matières organiques dans ces systèmes (notamment sous tunnel ou serre où les températures sont élevées et l'irrigation souvent abondante). Cependant, ces systèmes maraîchers, et notamment les plus diversifiés, représentent une très faible surface et ont donc une influence mineure par rapport à la qualité des masses d'eau souterraines. Il faudrait pour autant éviter une installation de ce type d'exploitation, même biologiques, à proximité immédiate des captages d'eau potable, les systèmes prairiaux étant les plus à même de réduire les risques de pollutions azotés dans ces zones.

*Polyculture-élevage* : la plupart des études mettent en avant **l'impact positif des systèmes d'élevage conduits selon les standards de l'AB par rapport aux exploitations conventionnelles**. Les principales raisons avancées dans la littérature concernent l'obligation d'avoir un lien au sol pour la nutrition des animaux (fourrages et grains) qui limite le chargement animal par hectare et donc la pression azotée liée à la gestion des effluents d'élevage et du pâturage. De plus, cette obligation entraîne des modifications à l'échelle du système fourrager de l'exploitation qui voit sa surface en herbe augmenter au détriment des surfaces de maïs ensilage. Les difficultés rencontrées vis-à-vis de la lixiviation des nitrates viennent de la gestion des prairies temporaires et de leur retournement (destruction) qui peut occasionner ponctuellement des pertes de nitrates. Par ailleurs, certains auteurs mettent en avant le manque de synchronisme entre la minéralisation des effluents d'élevage et la demande en azote des cultures qui peut entraîner une perte par lixiviation des nitrates. La gestion des dates d'épandage, le fractionnement des apports de matières organiques (notamment labiles) et le choix des successions culturales et de couverture hivernale des sols sont autant de leviers mobilisables pour réduire ces pertes.

*Céréaliculture* : ces systèmes de productions spécialisés en céréales et sans élevage peuvent occasionner des pertes ponctuelles d'azote à l'échelle de la rotation. Cependant, la plupart des études européennes et toutes les études réalisées dans le contexte français rappellent qu'**à l'échelle de la rotation les pertes de nitrate par lixiviation dans les systèmes céréaliers AB sont réduites de 20 à 40% par rapport aux systèmes de grandes cultures conventionnels**. Ces pertes ponctuelles peuvent être liées à la gestion des légumineuses dans la rotation (périodes de destruction et succession culturale à adapter) ainsi qu'à l'utilisation plus importante d'engrais organiques facilement minéralisables et à un manque de synchronisme entre minéralisation des matières organiques et absorption de l'azote par les cultures. Il est toutefois important de rappeler que les quantités moyennes d'azote engagées dans les systèmes AB sont bien inférieures aux quantités utilisées en agriculture conventionnelle. Les controverses sur ces systèmes viennent donc le plus souvent de l'échelle de temps que l'on considère plutôt que de l'effet global du mode de production en AB. Il faudra cependant veiller à ce que l'augmentation de la demande de produits biologiques céréaliers et protéiques ne pousse pas les exploitations biologiques à diminuer la diversité des cultures et à intensifier leurs pratiques de fertilisation organique afin de ne pas générer les mêmes problèmes vis-à-vis de la qualité de l'eau que les systèmes céréaliers conventionnels.

*Arboriculture et viticulture* : les systèmes pérennes, arboriculture et viticulture, ont des **effets négligeables vis-à-vis de la qualité de l'eau par rapport aux pertes d'azote par lixiviation**, que ce soit en agriculture conventionnelle ou en AB. **L'avantage de l'AB par rapport aux systèmes conventionnels réside dans l'interdiction d'utilisation des herbicides de synthèse**. Les molécules herbicides sont en effet les principales molécules que l'on retrouve dans les eaux souterraines et de surface. Il faut cependant veiller à ne pas accentuer l'érosion des sols dans les systèmes pérennes car les particules de sol érodées restent les principales sources de pollution des eaux de surface en raison de leur concentration en nutriments (N, P, K), en pesticides pour les systèmes conventionnels (herbicides notamment) et en métaux lourds (cuivre). Enfin, l'utilisation importante en AB du soufre et du cuivre pour lutter contre le développement des champignons en arboriculture et en viticulture est souvent citée comme limite majeure de ce mode de production. Le soufre n'a aucun impact sur la qualité des eaux. Quant au cuivre, son transfert vers les eaux souterraines est négligeable en particulier dans les conditions actuelles d'usage du cuivre en AB limitées à 6 kg/ha/an (et à 4kg/ha/an, lissés sur 7 ans depuis le 1<sup>er</sup> Février 2019).

Cette synthèse bibliographique sur l'impact de l'AB sur la qualité des eaux souterraines et de surface met en avant **l'effet positif global d'un mode de gestion selon le cahier des charges de l'AB par rapport aux systèmes conventionnels**. La principale force de l'AB est l'interdiction des molécules de synthèse et donc l'absence d'utilisation des herbicides, molécules que l'on retrouve le plus souvent dans les eaux souterraines. Par rapport aux pollutions diffuses azotées les références scientifiques et techniques montrent que **les systèmes AB génèrent moins de pertes d'azote par unité de surface vers les eaux de surface et souterraine que les exploitations conventionnelles**. Cet effet bénéfique de l'AB est lié à des quantités d'azote apportées plus faibles qu'en conventionnel et à une approche systémique de l'exploitation du fait de l'interdiction d'utilisation des engrais et des pesticides de synthèse.

# I. Introduction

L'agriculture biologique (AB) est souvent citée comme une solution pour limiter les pollutions diffuses agricoles et préserver ou reconquérir la qualité des eaux souterraines et de surface. Les exploitations biologiques reposent en général sur une approche systémique et non sur un ajustement annuel « culture par culture » pour pallier l'absence d'utilisation de produits phytosanitaires de synthèse pour la protection des cultures et le coût important des fertilisants organiques. Les exploitations biologiques ont ainsi, d'une manière générale, des rotations de cultures plus longues et diversifiées et une proportion de cultures à faibles niveaux d'intrants, telles que les légumineuses, plus importante qu'en agriculture conventionnelle (Caplat, 2006). Le chargement animal plus modéré sur les pâturages et des surfaces en herbe plus importantes sur l'exploitation limitent également la pression azotée dans les exploitations d'élevage en AB (Foissy et al., 2013). Par ailleurs, les exploitations biologiques utilisent en moindre quantité des intrants azotés (sous forme organique) que les exploitations conventionnelles (Girardin et Sardet, 2003 ; Guyomard, 2013). Ces grands principes et leviers agronomiques sont à l'origine des effets positifs de l'AB vis-à-vis de la qualité de l'eau. De nombreuses études ou méta-analyses mettent en avant, dans le monde et en France, l'effet positif du mode de production biologique par rapport à l'agriculture dite conventionnelle. Ainsi, lorsque les résultats des pertes de nitrates sont exprimés par unité de surface, l'AB apparaît bénéfique par rapport à l'agriculture conventionnelle quels que soient les pays considérés et le type de production (Stolze et al., 2000 ; Korsath, 2008 ; Mondelaers et al., 2009). En France les études récentes de Benoit et al. (2014) montrent aussi l'intérêt de l'AB pour réduire les pertes en nitrates par rapport à l'agriculture conventionnelle sur le bassin Seine-Normandie et confirment les conclusions de Caplat (2006) qui a comparé les bilans azotés de 150 fermes en AB et 281 fermes en conventionnel réparties sur tout le territoire français. Plusieurs études concordent sur le fait que la quantité de nitrates lixiviée peut être réduite de 35 à 65% en AB (Stolze et al., 2000 ; Benoit et al., 2014). Cependant, lorsque ces pertes de nitrates sont exprimées par unité de produit, les résultats en faveur de l'AB sont plus mitigés. La plus faible productivité des exploitations biologiques explique en grande partie ce résultat (Mondelaers et al., 2009 ; Tuomisto et al., 2012). Toutefois, les moyennes utilisées dans ces études pour comparer AB et agriculture conventionnelle masquent de très fortes hétérogénéités selon le type de production et les conditions climatiques et de sol (Guyomard, 2013).

Il est donc important de considérer les effets de l'AB sur la qualité de l'eau par grand type de production et de mettre en avant les leviers agronomiques favorables à la qualité de l'eau et leurs limites pour chaque type de production. Le choix d'un mode de production respectueux de l'environnement est possible quel que soit le système de production étudié. Aucun système n'est *a priori* défavorable à l'environnement et à la qualité de l'eau. Ce sont avant tout les modalités techniques de sa conduite qui induisent ou non un impact défavorable sur l'environnement (Bourdais, 1999). Il est donc nécessaire de considérer par type de production les avantages et de pointer les risques et les limites de l'AB par rapport à la qualité de l'eau.

L'objectif de cette revue de littérature scientifique (nationale et internationale) et technique est de faire un état des lieux des forces et des faiblesses de l'AB vis-à-vis de la qualité de l'eau. Elle est organisée par type de production en AB : maraichage, viticulture-arboriculture, céréaliers spécialisés et élevage, essentiellement élevages bovins allaitants et laitiers. Quelques éléments sur l'élevage de porcins seront également abordés. Il s'agit de faire ressortir les forces et les faiblesses du mode de

production biologique par type de production vis-à-vis de la qualité de l'eau. Cette revue est essentiellement axée sur les pollutions diffuses en azote. L'AB, en interdisant totalement l'usage des molécules de synthèse, présente un avantage indéniable vis-à-vis des pollutions par les phytosanitaires de synthèse, notamment par les molécules des herbicides de synthèse qui se retrouvent le plus couramment dans les eaux de surfaces et/ou qui sont lixiviées vers les eaux souterraines (Rat et al., 2006). Cela ne signifie pas que l'AB s'interdit d'utiliser certains produits phytosanitaires mais leur usage est pour autant fortement réduit. On distingue trois grands types de produits phytosanitaires utilisables en AB : les produits issus d'organismes vivants, les substances biologiques naturelles (phéromones, pyrèthres, huiles essentielles) et les produits minéraux (cuivre, soufre). Les produits issus d'organismes vivants et les substances biologiques naturelles ne présentent pas de danger par rapport à la qualité de l'eau car ce sont des molécules photosensibles et biodégradables qui ont un temps de demi-vie très court (Guyomard, 2013). En revanche les produits minéraux et notamment le cuivre et le soufre peuvent s'accumuler dans les sols des productions qui en sont fortement dépendantes comme la viticulture, l'arboriculture ou encore la production de pommes de terre et de tomates. Leurs effets restent controversés vis-à-vis de la fertilité des sols et de la qualité de l'eau. Des paragraphes seront consacrés à cette problématique du cuivre et du soufre dans les systèmes qui en utilisent couramment.

## II. Les systèmes maraîchers

La production de légumes en Europe occupe plus de 376 000 ha en 2012 et représente donc une faible surface par rapport aux cultures céréalières ou encore aux systèmes d'élevage. Cependant ces systèmes ont une importance économique majeure en raison de la valeur ajoutée de la production par rapport à une production céréalière par exemple. C'est pourquoi la majeure partie des systèmes maraîchers sont souvent localisés sur des terres fertiles. Cela n'empêche en rien les légumes cultivés de recevoir de grandes quantités de fertilisants et de matières organiques. C'est une conduite qui est souvent qualifiée d'intensive et qui est associée à des fuites importantes de nutriments et notamment d'azote (Agneessens et al., 2014). Les résidus de récolte des légumes sont souvent laissés sur la parcelle en quantité importante et peuvent représenter 10 à 30 % des pertes par lixiviation au cours de la période hivernale. Ces résidus riches en azote se minéralisent très rapidement notamment en raison de leur faible ratio C/N. Ils accentuent les risques de pertes en N, notamment pour les légumes récoltés à l'automne (et qui sont souvent la dernière culture de l'année) et avant maturité (poireaux, chou-fleur...). Différentes études conduites sur des systèmes maraîchers conventionnels et qualifiés d'intensifs (pas de mise en place d'inter-cultures hivernales) ont mesuré des quantités d'azote lixiviées très importantes derrière quelques légumes : 207 kg N/ha derrière un chou (Mitchell et al., 2001) ; 282 kg N/ha derrière un brocoli (Wyland et al., 1996) ou encore 293 kg N/ha derrière un chou-fleur (De Neve et al., 2003). L'étude de Neeteson et al. (1999) confirme ces chiffres élevés et estime les pertes par lixiviation durant la période de drainage à 60-80 kg N/ha pour un chou de Bruxelles, de 180-200 kg N/ha pour des poireaux dont environ 20 kg N/ha qui proviennent des résidus et de 240-250 kg N/ha pour les épinards dont environ 30 kg N/ha proviennent des résidus. En France en 2017, 6,1% des surfaces de production des légumes frais sont certifiées en AB ou en conversion (Agence bio, 2018).

## 1. Les aspects positifs des systèmes maraîchers conduits en AB vis-à-vis de la qualité de l'eau

Lorsque l'on s'intéresse aux études conduites en AB, il ressort que les quantités d'azote minéral du sol peuvent être réduites en moyenne de 39% au cours de l'hiver grâce à la présence d'une culture intermédiaire par rapport à une situation sans culture intermédiaire conduite en agriculture conventionnelle (Agneessens et al., 2014). L'utilisation de cultures pièges à nitrates est efficace pour diminuer la lixiviation. Cette efficacité est d'autant plus grande qu'elles sont semées tôt, en été ou en fin d'été. A l'inverse, un semis plus tardif (octobre, voire plus tard) peut fortement réduire leur capacité à piéger les nitrates. Les pratiques d'association de cultures ont également montré leur efficacité pour réduire les quantités de N dans les sols à hauteur en moyenne de 44% par rapport à une rotation de légumes conduite en agriculture conventionnelle (Agneessens et al., 2014). Cette pratique d'association de cultures est plus régulièrement rencontrée dans les systèmes en AB, la pratique des cultures intermédiaires hivernales ou CIPAN (culture intermédiaire piège à nitrates) n'est en revanche pas spécifique aux systèmes AB et est également pratiquée en agriculture conventionnelle.

La gestion des résidus de culture est un des points primordiaux dans les systèmes maraichers. L'incorporation des résidus de chou-fleur avec de la paille permet par exemple de réduire de 20% les quantités de N lixivié au cours de l'hiver (Agneessens et al., 2014). L'enlèvement des résidus de cultures récoltées en automne est un levier mobilisable pour réduire les pertes tout comme leur compostage et ré-épandage à des périodes moins à risques (printemps). De Haan et Verstegen (2014) rapportent également que seuls les systèmes en AB permettent de réduire les risques de lixiviation de l'azote dans les nappes phréatiques et de respecter les normes de potabilité européennes. Cela grâce à l'utilisation de matières organiques, à de plus faibles quantités totales d'azote apportées et aux pratiques de couverture du sol hivernal plus pratiquées en AB.

Dans une expérimentation au Danemark comparant une conduite conventionnelle à 3 stratégies en AB, Thorup-Kristensen et al. (2012) montrent des résultats intéressants de stratégies à mettre en place afin de réduire les pertes par lixiviation en maraichage biologique. Ils ont mis en place une rotation de 8 ans identique entre les 4 systèmes : avoine – carottes – seigle d'hiver – laitue – avoine – oignon – seigle d'hiver – chou cabus. Le système conventionnel est conduit selon les standards (pesticides + fertilisants minéraux) et le système bio 1 est basé sur des apports d'azote sous forme de lisier. Ces systèmes n'ont pas de cultures pièges à nitrates au cours de la rotation et reçoivent respectivement en moyenne annuelle sur les 8 ans de la rotation 149 kg N/ha et 85 kg N/ha (Tableau 1). Les systèmes bio 2 et 3 sont basés sur des stratégies de réduction d'apports d'azote sous forme de lisier (soit 25 kg N/ha en moyenne annuelle d'apport sur les 8 ans – Tableau 1), d'insertion d'un couvert végétal après la culture de laitue (radis chinois) et les repousses de choux cabus sont laissées en place comme piège à nitrates après la récolte. Les systèmes bio 2 et 3 reposent également sur l'insertion d'engrais verts (légumineuses) associés aux cultures de céréales afin d'enrichir le sol en azote ; ces engrais verts sont enfouis dans le système bio 2 et laissés en association avec les légumes dans le système bio 3. Les auteurs observent une réduction du rendement des systèmes biologiques par rapport au système conventionnel (diminution globale du rendement de 20% dans les systèmes bio 1 et 2 et de 40% dans le système bio 3 par rapport au système conventionnel). L'assimilation et la concentration en azote dans les légumes est donc supérieure dans le système conventionnel. Les balances azotées (entrées – sorties d'azote) sont bien plus faibles pour les systèmes AB (Tableau 1) et représentent donc un risque potentiel de lixiviation de l'azote bien inférieur qu'en conventionnel.

Tableau 1 : Quantités d'azote apportées et balance azotée calculée par la différence entre les apports de fertilisants azotés et les exportations d'azote par les parties récoltées\*.

	Conventionnel (kg N/ha/an)	Bio 1 (kg N/ha/an)	Bio 2 (kg N/ha/an)	Bio 3 (kg N/ha/an)
Apports N	149	85	25	25
Balance N	32	1	-58	-38

\* Tableau reproduit en partie et traduit en français à partir de la publication originale de Thorup-Kristensen et al. (2012).

Lorsque les auteurs de cette étude mesurent la quantité d'azote minéral dans le sol après la récolte des différents légumes de la rotation, ils observent que cette quantité a quasiment doublé dans le système conventionnel par rapport aux systèmes bio 2 et 3. La quantité d'azote minéral dans le sol en novembre pour les systèmes bio 2 et 3 qui utilisent moins de lisier que le système bio 1 est comprise entre 5 et 20 kg N/ha selon la profondeur de sol considérée et entre 20 et plus de 40 kg N/ha selon la profondeur de sol considérée pour le système conventionnel et le système bio 1. Les auteurs utilisent la quantité d'azote minéral du sol comme un indicateur de lixiviation de l'azote. Ils concluent ainsi que le système bio 1 réduit de 18% les risques de lixiviation par rapport au système conventionnel tandis que les systèmes bio 2 et 3 réduisent ce risque de 71%.

Par ailleurs, Thorup-Kristensen et al. (2012) ont mesuré les quantités d'azote dans le sol au printemps. Ces quantités sont bien plus importantes après des légumes qu'après une culture de céréales dans les rotations testées, soulignant ainsi les risques inhérents aux systèmes maraichers par rapport aux systèmes céréaliers. Ils soulignent toutefois que le risque de lixiviation en maraichage AB est réduit au printemps quelles que soient les pratiques de couverture des sols au cours de l'hiver par rapport au système conventionnel, notamment en raison d'une plus faible concentration en azote au printemps dans les systèmes bio 2 et 3 (Figure 1) et d'une profondeur d'enracinement supérieure dans les systèmes bio par rapport au système conventionnel.

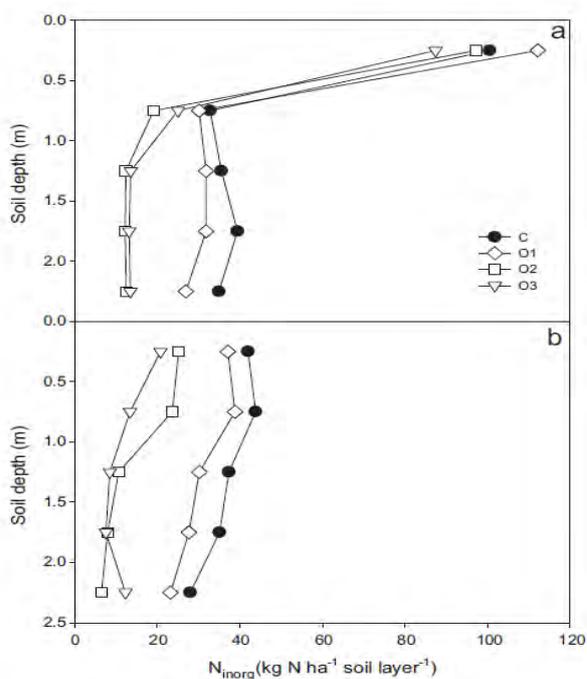


Figure 1 : Concentration moyenne en azote minéral dans le sol en Mai (a) et Novembre (b) mesurée sur la totalité de la durée de l'expérimentation (3 ans) sur une rotation laitue/avoine/oignons.

C : système conventionnel (149 kg N/ha/an); O1 : système bio 1 (85 kg N/ha/an) ; O2 : système bio 2 (25 kg N/ha/an plus engrais verts enfouis) ; O3 : système bio 3 (25 kg N/ha/an plus engrais verts laissé en association avec les légumes).

Figure issue de la publication originale de Thorup-Kristensen et al. (2012).

**Thorup-Kristensen et al. (2012) concluent que la quantité d'azote lixiviée est plus faible en AB par unité de surface et par unité de production (sauf pour le système bio 1). Ainsi, la réduction des apports de fertilisants azotés conjuguée avec des pratiques d'engrais verts et d'associations de cultures permettent de limiter les risques de lixiviation dans les systèmes maraichers bio par rapport aux systèmes conventionnels.**

En 2014-2015 l'ISARA-Lyon a conduit des enquêtes auprès de 16 exploitations maraichères en Rhône-Alpes dont 8 en AB (Etienne, 2015). Ce travail avait pour objectif de mieux comprendre l'organisation et les techniques culturales des exploitations maraichères dans la région, dont des exploitations biologiques diversifiées (40 à 80 légumes cultivés par an sur de petites surfaces < 3ha). En effet, la majorité des exploitations AB produisant des légumes en Rhône-Alpes propose une gamme diversifiée (Berry, 2013), c'est-à-dire qu'elles produisent une grande variété de légumes sur de faibles surfaces éventuellement en complément avec d'autres ateliers de production (Corabio, 2015).

Cette étude confirme que les quantités moyennes d'azote apportées par culture sont en règle générale inférieures en AB par rapport aux systèmes conventionnels. Les balances azotées calculées pour les principales cultures sont également inférieures en AB et traduisent un risque potentiel plus faible de lixiviation de l'azote (Tableau 2). Toutefois, les exploitations maraichères en AB insèrent en général moins de cultures intermédiaires pièges à nitrates dans leurs systèmes que les exploitations conventionnelles. Ceci est en partie lié à la taille de l'exploitation (surface plus petite) et à la présence d'un atelier complémentaire qui facilite l'insertion de couverts végétaux ou de céréales qui viennent rompre le cycle maraicher (Etienne, 2015).

Tableau 2 : Apports moyens en azote observés par culture et type d'exploitation maraichère en Rhône-Alpes (conventionnelle et biologique) et balance azotée pour les principales cultures rencontrées (d'après Etienne, 2015).

	Cardon	Carotte	Choux	Courges	Oignon	PdT conso	Poireau	Salade	Moyenne
Apports N moyens conv.(kg N <sub>organique+minéral</sub> /ha)	172	110	56	68	95	81	118	101	
Apports N moyens AB (kg N <sub>organique</sub> /ha)	35	35	73	32	28	20	78	27	
Balance azotée (kg N/ha) conv.	-44	74	49	49	32	-7	49	44	<b>31</b>
Balance azotée (kg N/ha) AB	-37	-2	NA	0	-9	-21	45	-29	<b>-7</b>

## 2. Les limites des systèmes maraîchers conduits en AB vis-à-vis de la qualité de l'eau

Les systèmes biologiques présentent parfois des risques non négligeables vis-à-vis de la lixiviation des nitrates. Dans l'enquête menée en Rhône-Alpes par Rébecca Etienne (2015) le fractionnement des apports d'engrais minéraux est facilement réalisable (et le plus souvent réalisé !) dans les exploitations conventionnelles et permet d'être au plus près des besoins des plantes, limitant ainsi les risques inhérents aux doses importantes d'azote (Tableau 2). En AB, l'utilisation d'engrais ou d'amendements organiques rend cela plus difficile, voire impossible. La minéralisation de ces produits est difficile à anticiper et peut générer des reliquats d'N importants à l'automne. Certains légumes conduits en AB comme les choux ou encore les poireaux reçoivent dans certaines exploitations des quantités importantes de matières organiques (plus de 120 kg N<sub>organique</sub>/ha). Les apports d'engrais organiques peuvent être fréquents et importants. Ces engrais organiques se minéralisent rapidement (soies de porc, farine de plume) et viennent enrichir les formes réactives d'azote du sol pouvant générer des pertes environnementales. Les apports de composts se font moins régulièrement mais à des doses importantes (fumiers de bovins à 30 t/ha et composts à environ 10 t/ha), et des pratiques d'apport de ces matières en fin d'été peuvent accroître les risques de lixiviation de l'azote. Ce risque des systèmes maraîchers AB a également été reporté par Feuillette et Benoit (2016) lors d'apports importants de matières organiques (>55 t/ha).

Ces situations à risque peuvent se rencontrer sur des petites structures maraichères diversifiées (<5 ha). Ce profil d'exploitation gère un système très complexe et en perpétuelle modification (au gré notamment de la demande des clients sur les marchés ou de la composition des paniers AMAP). Ces « petites structures » ont moins de latitude pour réaliser une coupure avec des engrais verts ou des céréales dans leur assolement notamment au cours des périodes hivernales ce qui peut accentuer les risques de lixiviation de l'azote pendant cette période à risque. Sur les 16 exploitations enquêtées, les exploitations avec des surfaces plus importantes et moins diversifiées en gamme de légumes pratiquent souvent une coupure de la rotation avec des céréales et/ou des cultures intermédiaires qui limitent ainsi les risques de lixiviation de l'azote (Etienne, 2015).

Anglade et al. (2016) ont également étudié les balances azotées et les risques de pertes d'azote par lixiviation sur des exploitations maraichères en AB dans le bassin Parisien. Leurs conclusions vont dans le même sens que les observations précédentes, notamment vis-à-vis de la complexité des systèmes rencontrés et des risques de lixiviation sur certaines exploitations maraichères biologiques. Par exemple, seules 2 des 6 fermes enquêtées remplissent les standards attendus en termes de concentration en nitrates des eaux de percolation (Tableau 3). Les exploitations qui basent la fertilité de leur système sur le recours systématique à des engrais organiques (fermes 3 et 4) ou d'amendements organiques apportés en quantité importante (fermes 5 et 6) peuvent générer des surplus d'azote à l'hectare importants (de 67 à 124 kg N/ha/an) et une augmentation de la concentration en nitrates dans les eaux de percolation (Tableau 3). Seules les exploitations 1 et 2 génèrent de faibles pertes azotées car la fertilité de leur système est avant tout basé sur la fixation biologique de l'azote grâce à la culture d'engrais verts ou à des phases de cultures de légumineuses (Anglade et al., 2016).

Tableau 3 : Balance azotée à l'échelle de la rotation légumière (plein champ et serre) des 6 exploitations maraichères biologiques étudiées dans le bassin parisien (Anglade et al., 2016).

<b>Exploitation</b>	<b>Apports</b> kg N/ha/an	<b>Rendement</b> kg N/ha/an	<b>Surplus</b> kg N/ha/an	<b>Efficiences d'utilisation de l'azote</b> %	<b>Concentration sous-racinaire</b> mg N/l	<b>Lame d'eau drainante</b> mm/an
<b>AB 1</b>	20,9	20,5	0,4	99,5	0,2	140
<b>AB 2</b>	57,3	26,6	30,7	46,4	9,4	246
<b>AB 3</b>	104,2	37,3	66,9	35,8	29,7	169
<b>AB 4</b>	133,9	58,0	75,9	43,3	22,2	257
<b>AB 5</b>	143,0	62,1	80,9	43,4	24,7	246
<b>AB 6</b>	190,8	66,7	124,1	35,0	60,2	155
<b>Moyenne</b>	108,4	45,2	63,2	50,6	24,2	202

Tableau reproduit à partir de la publication originale de Anglade et al. (2016)

Le problème de l'utilisation fréquente des matières organiques en maraichage AB est également reporté par Sohn et al. (2005) dans les systèmes sous serre en Corée. Ces apports entraînent une augmentation des formes réactives de l'azote dans les sols et conduisent à des risques de lixiviation qui peuvent parfois être importants. Les températures plus élevées et l'irrigation continue sous serre font que la minéralisation des matières organiques est importante et qu'il y a un entraînement en profondeur important des nitrates et du C et N organiques dissous. Leurs travaux ont montré que les risques de lixiviation sont plus importants dans les systèmes biologiques étudiés par rapport aux systèmes conventionnels sous serre, notamment car les apports en azote minéral en agriculture conventionnelle sont pilotés et fractionnés tout au long du cycle cultural.

### 3. Que retenir sur les systèmes maraîchers en AB et la qualité de l'eau ?

Les informations sur les systèmes maraîchers conduits en AB et leurs impacts environnementaux sont peu nombreuses dans la littérature. La caractérisation du fonctionnement et des pressions environnementales des systèmes maraîchers diversifiés, tels que rencontrés en Rhône-Alpes, sont difficiles à obtenir. Les résultats de l'enquête menée par l'ISARA-Lyon en 2014-2015 font ressortir une diversité de pratiques au sein des exploitations maraîchères AB et conventionnelles et rendent toute conclusion générale discutable quant à l'impact moyen sur la qualité de l'eau (vis-à-vis de l'azote) d'un système biologique par rapport à un système conventionnel. Toutefois, les études internationales disponibles et les résultats de cette enquête montrent que la pression globale est moins importante en AB du fait de plus faibles apports totaux en azote et de la non utilisation d'herbicides de synthèse. Les pratiques de couverture des sols pendant la période hivernale sont très variables selon les exploitations et semblent dépendre avant tout d'un accès au foncier plus important (possibilité de laisser « au repos » une partie du parcellaire sur des exploitations plus grandes). Les petites structures ne sont donc pas toujours les plus vertueuses en termes de risques de lixiviation de l'azote, mais là encore, au sein des « petites structures » on observe une diversité de pratiques qui dépend avant tout de la maîtrise technique de l'exploitant(e). Le manque de références techniques sur la nutrition des cultures légumières et parfois d'accompagnement sont avancés comme causes probables d'absence de maîtrise des risques au sein des systèmes AB conduits sur de petites surfaces (Bourdais, 1999 ; Etienne, 2015 ; Anglade et al., 2016). Enfin et de façon paradoxale, si les apports de matières organiques ont de nombreuses vertus, leur fréquence d'apport importante en maraîchage peut générer des risques de lixiviation, notamment sous tunnel ou serre où les températures sont élevées et l'irrigation souvent abondante. Certaines exploitations en AB pratiquent encore des apports « massifs » d'amendements organiques qui peuvent générer ponctuellement des risques de lixiviation importants. Les exploitations conventionnelles quant à elles, même si les quantités d'apports d'azote sont plus importantes qu'en AB, pratiquent un fractionnement des apports qui permet de réduire les risques de lixiviation de l'azote qui n'est pas (ou est difficilement) réalisable avec des matières organiques. En plus de la gestion des apports azotés, on observe également l'effet positif de certaines pratiques actuellement plutôt utilisées en AB mais également mobilisables en maraîchage conventionnel : cultures intermédiaires avec enfouissement de celles-ci, enlèvement ou enfouissement des résidus de récolte en particulier.

Les systèmes maraîchers conduits en AB, et non spécialisés, sont donc difficiles à caractériser car complexes (plus de 50 espèces cultivées la plupart du temps) et les pratiques développées très variables. Leurs effets sur la qualité de l'eau restent donc difficiles à saisir. Cependant, ces systèmes représentent une très faible surface et ont donc une influence mineure par rapport à la qualité des masses d'eau souterraines. Il faudrait pour autant éviter une installation de ce type d'exploitation, même biologiques, à proximité immédiate des captages d'eau potable, les systèmes prairiaux étant les plus à même de réduire les risques de pollutions azotés dans ces zones.

### III. Les systèmes de polyculture-élevage

Les principales productions animales françaises sont les productions bovines (lait et systèmes allaitants, 36 et 22% des productions animales respectivement) suivies par la production de volaille et la production porcine (14 et 13 % des productions animales respectivement) (Agreste, 2016a). Cette partie est essentiellement axée sur les élevages bovins lait. Quelques éléments seront abordés sur les élevages bovins allaitants et porcins ainsi que la gestion des effluents d'élevages en AB. En 2017, 5% et 16% des exploitations bovins lait et bovins allaitants respectivement sont certifiées en AB et 14% des exploitations porcines et environ 10% des élevages de volailles sont certifiées en AB (Agence bio, 2018).

Les principales pratiques qui ont un impact sur la lixiviation des nitrates (et le lessivage d'autres éléments minéraux, le phosphore essentiellement) dans les élevages sont la gestion des effluents d'élevage (pollutions diffuses et ponctuelles), le chargement des animaux au pâturage et le système alimentaire du troupeau ou de l'atelier animal de l'exploitation. Ce dernier point est important car les systèmes d'élevages conventionnels et productifs français sont essentiellement basés sur des aliments issus d'ensilage (et notamment de maïs) et sur une gestion souvent intensive (en termes d'intrants azotés notamment) des ressources fourragères. Par ailleurs, une part importante des ressources protéiques est également issue de ressources externes à l'exploitation et vient renforcer les flux importants d'azote issus des élevages des exploitations françaises (Kanayarushoki et al., 2011 ; Le Noë et al., 2018).

#### 1. Les spécificités des élevages conduits en AB et aspects positifs de ces systèmes vis-à-vis de la qualité de l'eau

Une des spécificités des élevages conduits selon les standards de l'AB est le lien au sol pour l'alimentation du troupeau ou de l'atelier d'élevage (volaille, porcins...). Au moins 60% des ressources alimentaires des élevages bovins (allaitant et laitier) doivent être produites sur l'exploitation. Ce seuil est de 20% pour les ateliers porcins et de production de volaille ou d'œufs (FNAB, 2018). Ce lien au sol limite de fait la taille des élevages, la concentration des animaux et réduit les risques de pollution ponctuelle. Ceci se traduit ainsi par des besoins réduits en capacité de stockage des effluents et par une part du pâturage dans l'alimentation plus importante (Kanyarushoki et al., 2011). Au sein des élevages conventionnels, la non limitation des achats de fourrages ou aliments externes à l'exploitation conduit à des taux de chargement plus importants et donc à des quantités de déjections à gérer plus importantes qu'en AB (Benoit et Larramendy, 2003). Le nombre d'animaux sur une exploitation conduite en AB est souvent limité par sa capacité de production de fourrages et d'aliments. Par conséquent, le chargement des animaux par hectare est généralement inférieur à 1 UGB/ha et la quantité de fumier produite est plus faible lorsqu'elle est rapportée à la SAU de l'exploitation (Benoit et Larramendy, 2003). L'augmentation du chargement des animaux par hectare entraîne une lixiviation plus importante des nitrates *via* l'augmentation des déjections au pâturage qui accroissent les formes réactives d'azote dans le sol et accélèrent la minéralisation de l'azote organique des sols (Eriksen et al., 1999). Ce risque peut être accru lors des pâturages d'automne (Eriksen et al., 1999).

Afin de respecter le cahier des charges de l'AB et de limiter les achats d'aliments et de fourrages qui sont onéreux, les exploitations en AB modifient leur assolement et augmentent en général leur surface

en herbe. Le règlement européen insiste également sur l'importance des fourrages « grossiers » pour la nutrition des troupeaux ce qui limite la part de fourrages ensilés et enrubannés (FNAB, 2018). Le maïs ensilage est par conséquent moins fréquent dans les exploitations AB (Aarts et al., 2001 ; Barataud et al., 2015). Les travaux de Demurtas et al. (2016) montrent que les niveaux de nitrates dans le sol après la récolte des maïs ensilage sont souvent très élevés et que des rotations basées sur l'ensilage telles que maïs ensilage – ray-grass conduisent inévitablement à des pertes d'azote par lixiviation en hiver et en automne. En AB, le maïs ensilage est remplacé par une part de prairies temporaires et permanentes plus importante. C'est un des aspects positifs de l'AB vis-à-vis de la qualité de l'eau car la surface en herbe augmente dans l'assolement, or les prairies sont de très bons pièges à nitrates (Benoit et Larramendy, 2003) et permettent également de régénérer la qualité des sols et de lutter contre les adventices sans utilisation de produits phytosanitaires (Alter Agri, 2007).

Ainsi, la concentration en nitrates dans l'eau diminue avec la part de prairies temporaires pour la production de fourrages et augmente avec la part de maïs ensilage (Aarts et al., 2001). L'article de synthèse de Feuillet et Benoit (2016) met en avant la plus grande efficacité de l'utilisation de l'azote dans les exploitations polyculture-élevage à faible chargement animal et la complémentarité entre cultures et élevage qui permet de valoriser les légumineuses dans la rotation et le retour des effluents d'élevage sur les parcelles cultivées. Ce constat a récemment été confirmé par les travaux de Garnier et al. (2016) qui montrent la complémentarité entre des ateliers d'élevage et de cultures afin d'augmenter l'efficacité de l'utilisation de l'azote et réduire les risques de pertes en azote par lixiviation.

Plusieurs études en France et en Europe ont également montré que l'utilisation des amendements et engrais organiques en AB est souvent inférieure à la limite maximale autorisée de 170 kg N/ha (Caplat, 2006 ; Mondelaers et al., 2009). Une étude récente en France réalisée sur la plaine du Forez et en Lorraine montre que la gestion de l'azote des exploitations de polyculture-élevage en AB repose essentiellement sur la fixation biologique de l'azote (essentiellement issue des prairies) et du recyclage des effluents d'élevage internes à l'exploitation (déjections + matière organique) qui permettent de couvrir les besoins en azote annuels des prairies et des cultures annuelles (Foissy et al., 2013). Cette étude montre que les bilans d'azote calculés à l'échelle de l'exploitation et des surfaces des cultures assolées (cultures annuelles + prairies temporaires) sont proches de l'équilibre ou légèrement déficitaires indiquant ainsi des risques limités en termes de pertes d'azote dans l'environnement (Foissy et al., 2013) notamment par rapport à des exploitations de polyculture-élevage conventionnelles. Cet indicateur de bilan azoté à différentes échelles est régulièrement utilisé pour comparer des exploitations en AB et conventionnelles et il permet de qualifier les risques potentiels de pertes d'azote dans l'environnement. Ainsi, Cederberg et Flysjö (2004) indiquent des surplus d'azote avoisinant les 170 kg N/ha pour des exploitations laitières conventionnelles en Suède conduites de façon intensive (chargement important, ensilage et achats de concentrés) ou de 120 kg N/ha pour des exploitations conventionnelles plus extensives contre 80 kg N/ha pour des exploitations laitières en AB. Il est à noter que le surplus d'azote d'exploitations laitières conventionnelles intensives avec un fort chargement d'animaux par hectare au Portugal (> 5 UGB/ha) peut dépasser les 600 kg N/ha/an (Fangueiro et al., 2008) Ces résultats illustrent la problématique de la taille des cheptels et de la concentration des animaux vis-à-vis de la qualité de l'eau.

L'étude de Kanyarushoki et al. (2011) réalisée sur des exploitations Bretonnes va dans le même sens que les études citées précédemment. La quantité totale d'azote apportée par ha et par an sur les

exploitations AB est inférieure de 50% par rapport aux exploitations laitières conventionnelles (73,4 kg N/ha/an vs 151,5 kg N/ha/an) et repose essentiellement sur la fixation symbiotique assurée par les légumineuses fourragères et à graines contre des apports d'engrais minéraux en conventionnel. L'excédent d'azote du bilan apparent est ainsi de 38,2 kg N/ha/an en AB contre 87,8 kg N/ha/an pour les exploitations conventionnelles. En contrepartie, la production moyenne des fermes laitières en AB est plus faible (5507 kg lait produit en AB vs 7678 kg en conventionnel). Les auteurs ont ensuite modélisé les pertes de nitrates vers les eaux souterraines : pour 1000 L de lait produit ces pertes sont de 35,37 kg en AB et de 55,51 kg en conventionnel ; rapporté à la surface cultivée ces pertes sont de 138,66 kg N/ha en AB vs 305,26 kg N/ha en conventionnel (Kanyarushoki et al., 2011). Cette absence de différence en termes de lixiviation potentielle de nitrates entre des exploitations laitières biologiques et conventionnelles a également été notée dans l'étude de Cederberg et Flysjö (2004) et les auteurs de ces études pointent la limite des modèles pour simuler les conditions des exploitations biologiques notamment du fait des entrées d'azote issues de la fixation symbiotique dont la dynamique est souvent mal représentée par les modèles calibrés sur des entrées d'azote minéral. La comparaison entre exploitations biologiques et conventionnelles est parfois délicate et il faut également qualifier le niveau d'intensification des systèmes conventionnels et leur stratégie de gestion des fourrages et d'aliments. Ainsi, la conversion d'une exploitation laitière conventionnelle extensive (part de prairie permanente et pâturage importants) à l'AB conduit à une diminution par 2 de l'excédent du bilan azoté à l'échelle du système de production sans pour autant diminuer drastiquement les risques de pertes en azote dans l'environnement (Barataud et al., 2015). Ceci peut être expliqué par la part importante de prairies permanentes dans le système conventionnel qui a été transformée en partie en prairies temporaires lors de la conversion à l'AB (Barataud et al., 2015). Or, comme nous le verrons plus tard, la gestion des prairies temporaires lors de leur destruction peut générer des risques de lixiviation de nitrates. Cependant, l'étude de Bourdais (1999) conclut que les exploitations de polyculture-élevage en AB ont une note positive sur leurs impacts environnementaux (notamment par rapport à la lixiviation des nitrates) alors que les résultats sont beaucoup plus mitigés pour les exploitations conventionnelles. La revue de littérature de Sundrum (2001) met bien en avant l'effet positif systématique de l'AB sur les surplus d'azote par rapport aux exploitations conventionnelles ainsi que la méta-analyse réalisée à l'échelle européenne par Tuomisto et al. (2012) qui met en avant une réduction de 36% du potentiel d'eutrophisation des exploitations laitières en AB par rapport aux exploitations conventionnelles. En revanche ils pointent dans cette même méta-analyse des résultats plus contrastés en termes de potentiel d'eutrophisation pour les élevages allaitants et porcins (Tuomisto et al., 2012).

Les grands principes de conduite des élevages en AB et le cahier des charges conduisent à des résultats souvent favorables à l'AB par rapport aux systèmes d'élevage conventionnels en termes de risques de lixiviation des nitrates. Cependant cet effet peut être nul ou négatif si on compare des exploitations en polyculture-élevage conventionnelles extensives (systèmes basés sur des prairies permanentes et une stratégie d'autonomie fourragère et alimentaire) à des exploitations biologiques notamment en raison de la moindre efficacité d'utilisation de l'azote en AB. Les principales limites des exploitations biologiques sont analysées ci-dessous.

## 2. Les limites des élevages conduits en AB vis-à-vis de la qualité de l'eau

Par rapport à certains élevages conventionnels extensifs s'appuyant sur la prairie permanente, les changements de systèmes fourragers et alimentaires pour le passage en AB se traduisent souvent par

des surfaces plus importantes en prairies temporaires pour améliorer l'autonomie fourragère et alimentaire. Ceci peut constituer un facteur de risque accru vis-à-vis de la lixiviation des nitrates (Barataud et al., 2015). Les études d'Eriksen et al. (1999 ; 2004 ; 2008) ou encore de Benoit et Larramendy (2003) mettent en avant l'importance de la gestion des prairies temporaires afin de minimiser les pertes de nitrates par lixiviation. En effet, les pertes les plus importantes de nitrates par lixiviation surviennent après la phase de prairie temporaire, lors de son retournement. Les formes réactives d'azote s'accumulent au cours du temps au sein du système racinaire de la prairie temporaire et ce, de façon encore plus importante si la prairie temporaire est composée de légumineuses. Lors du retournement de cette prairie temporaire par labour, la libération de ces formes réactives d'azote provoque un flush de minéralisation de l'azote organique du sol et conduit à des concentrations élevées de nitrates dans le sol. Cet effet perdure sur 2 ou 3 années (selon l'âge et la composition de la prairie temporaire détruite). Le raisonnement de la succession des cultures est alors primordial afin de réduire les risques de lixiviation de l'azote.

La destruction des prairies temporaires en fin d'été ou à l'automne génère fréquemment de fortes pertes d'azote par lixiviation au cours de l'hiver suivant car les cultures implantées derrière sont souvent des céréales à paille (blé, orge, seigle...) qui ont une faible capacité d'absorption de l'azote au cours de la période automnale et hivernale. Une destruction de la prairie temporaire en début d'hiver ou au printemps réduit ce risque de lixiviation des nitrates lors de la 1<sup>ère</sup> année après destruction. Benoit et Larramendy (2003) par exemple ont mesuré, lors d'une destruction d'une prairie temporaire début septembre, des pertes de nitrates par lixiviation de 112 kg N/ha sous la culture de blé tendre d'hiver qui suit. Lors d'une destruction du même type de prairie temporaire en novembre la lixiviation n'est plus que de 38 kg N/ha sous la culture d'orge de printemps suivante. Eriksen et al. (1999) ont également fait ce constat et ajoutent que des pertes importantes d'azote par lixiviation peuvent intervenir lors d'une destruction tardive de la prairie temporaire (printemps) si celle-ci a été pâturée à l'automne car les déjections animales ont augmenté les formes réactives d'azote dans le sol et favorisent ainsi la minéralisation rapide de l'azote organique accumulé lors de la phase prairiale. Guyomard (2013) fait également état de pics de lixiviation de l'azote 3 fois supérieurs dans une rotation avec retournement d'une luzernière de 3 ans par rapport à une rotation sans luzerne. Tous les auteurs insistent sur l'effet pluriannuel de ces prairies temporaires. Des pertes importantes d'azote peuvent en effet survenir plus d'un an après la destruction d'une prairie temporaire sous la 2<sup>ème</sup> culture suivant la prairie temporaire (Eriksen et al., 2008 ; Benoit et Larramendy, 2003). Il est donc primordial de raisonner la rotation des cultures suivant cette phase de reconstitution de la fertilité des sols grâce à la présence de prairies temporaires ou de luzernières. Il s'agira de détruire le plus tard possible ces prairies temporaires et d'implanter derrière des cultures à forte capacité d'absorption d'azote (maïs grain par exemple) et de raisonner la culture suivante ou la gestion hivernale des sols par des cultures intermédiaires. Cette phase de gestion des prairies temporaires n'est pas propre à l'AB. Cependant, la part des prairies temporaires augmente lors de la conversion à l'AB afin d'améliorer l'autonomie fourragère et alimentaire des exploitations (Barataud et al., 2015). Par ailleurs, le problème de maîtrise des adventices dans ces systèmes conduit souvent les agriculteurs biologiques à un travail du sol plus conséquent notamment en automne (faux-semis) ce qui peut accélérer la minéralisation des matières organiques, retarder l'implantation de couverts végétaux et limiter ainsi leur efficacité de piégeage des nitrates.

Cependant, les surfaces en herbe sont d'excellents pièges à nitrates et les pertes d'azote sont très faibles voire nulle lors de ces phases de prairie temporaire. C'est d'autant plus vrai en AB que le

chargement des animaux à l'hectare est moindre qu'en conventionnel et que les apports totaux d'azote sont également bien plus faibles que dans les systèmes conventionnels (Benoit et Larramendy, 2003). A l'échelle de la rotation, la totalité des pertes par lixiviation des nitrates est donc plus faible dans les systèmes biologiques mais on peut observer des pics ponctuels importants de lixiviation selon la phase de la rotation que l'on considère.

Un autre aspect controversé des systèmes biologiques en polyculture-élevage est le recours exclusif à une fertilisation organique. Sur ce point les études scientifiques divergent. Benoit et Larramendy (2003) font état d'une plus forte tendance à la lixiviation de l'azote issu du fumier que de l'azote minéral, notamment lors de la 2<sup>ème</sup> et de la 3<sup>ème</sup> année après l'apport de fumier. Ils pointent le manque de synchronisme entre la dynamique de minéralisation de la matière organique épandue et le besoin des cultures (Girardin et Sardet, 2003 ; Crews et Peoples, 2005). La dynamique de minéralisation des amendements organiques est en effet très difficilement prévisible et peut conduire à des pertes par lixiviation importantes (Cameron et al., 2013). Cet effet a également été reporté par Eriksen et al. (1999) qui mettent en avant un potentiel plus élevé de lixiviation des nitrates dans des rotations recevant du fumier de bovins.

Cependant, quelques principes permettent de limiter ces risques. Un apport d'automne sur sol nu cause des pertes par lixiviation plus importantes que s'il était épandu au printemps (Cameron et al., 2013). Par ailleurs, le type de matière organique doit également être considéré. L'utilisation de formes labiles de matières organiques telles que les lisiers ou les effluents d'élevage avicoles peuvent générer des pics de lixiviation importants s'ils sont réalisés à l'automne ou lors de périodes où les cultures ont de faibles besoins azotés et donc de faibles capacités d'absorption de l'azote. Il faudrait pouvoir fractionner ces apports et les enfouir mais cela demande des équipements matériels onéreux et complique l'organisation du travail des exploitant(e)s.

D'autres études apportent un regard plus mitigé sur la gestion organique de la fertilisation des cultures en AB. Drinkwater et al. (1998) montrent en effet que des engrais organiques utilisés à des niveaux similaires que des engrais minéraux conduisent, pour un niveau de rendement équivalent, à une moindre lixiviation nitrique et à un meilleur stockage du carbone dans le sol. De même l'étude récente de Demurtas et al. (2016) mesure une plus forte concentration en nitrates dans le sol et une lixiviation plus importante avec une stratégie de fertilisation minérale à 100% comparativement à l'utilisation de différentes matières organiques. Ils mettent en avant que les pertes sont réduites grâce à l'immobilisation de l'azote minéral du fait de l'utilisation de matières organiques stables avec un fort rapport C/N telles que fumiers ou composts. Cet effet est moins prononcé avec l'utilisation de lisiers par exemple. Les systèmes biologiques utilisant des litières paillées semblent donc plus performants vis-à-vis des risques liés à l'épandage des matières organiques. Pour rappel, les exploitations conventionnelles doivent également gérer leurs effluents d'élevage et sont donc confrontés aux mêmes difficultés et souvent les quantités d'effluents sont plus importantes car la durée de pâturage est réduite et la concentration des effluents est souvent plus riche en azote du fait d'une alimentation plus riche en protéines.

Il existe très peu d'études sur les systèmes allaitants, porcins ou d'élevage de volailles. Deux études sur les élevages porcins de plein air en AB montrent par exemple que ces systèmes peuvent provoquer des pics ponctuels de lixiviation d'azote notamment en raison d'une concentration trop importante d'animaux dans les paddocks et d'une complémentation trop riche en azote de leur alimentation

(Kumm, 2002 ; Quintern et Sundrum, 2016). Ces problèmes liés à l'élevage plein air de porcs sont essentiellement dus au comportement des porcs (recherche de nourriture, déjections à proximité des abris), à la gestion et à la maîtrise technique de ce système qui n'est pas spécifique aux systèmes en AB. Hansen et al. (2000) ont calculé des balances azotées assez proches entre des systèmes d'élevage porcins AB et conventionnels mais une diminution des quantités d'azote lixiviées dans les systèmes AB (de 46-111 kg N/ha/an en conventionnel vs 30-60 kg N/ha/an en AB). Les principales raisons sont un chargement par hectare d'animaux plus faible, l'utilisation exclusive d'engrais organiques et la valorisation de l'azote atmosphérique fixé par les légumineuses (Hansen et al., 2000). Pour les élevages avicoles, Bourdais (1999) rappelle que la production avicole AB se fait essentiellement sur des parcours (et non en hors-sol comme en conventionnel) et que rapporté à la SAU de l'exploitation ces parcours sont en général de faible importance. Des risques sont cependant présents sur ces surfaces car les bilans d'azote et de phosphore sont excédentaires et peuvent provoquer des risques de pollutions ponctuelles.

L'approche par grands flux d'azote ou de phosphore cache souvent des disparités entre les ateliers internes à l'exploitation. On peut en effet avoir des bilans neutres à l'échelle de l'exploitation et une utilisation plus intensive de certaines parcelles, sur lesquelles se concentrent soit les animaux soit les épandages. Ceci est essentiellement dû à des raisons pratiques d'organisation du travail à l'échelle de l'exploitation. Là encore, ces effets ne sont pas propres à l'AB et se rencontrent dans tous les modes de production.

### 3. Que retenir sur les systèmes polyculture-élevage en AB et la qualité de l'eau ?

Les données issues de la littérature sur l'impact du mode de production sur la qualité des eaux de surface ou souterraines concernent majoritairement les élevages bovins lait. Peu d'études sont disponibles sur les autres systèmes d'élevage. La plupart des études mettent en avant l'impact positif des systèmes d'élevage conduits selon les standards de l'AB par rapport aux exploitations conventionnelles. Les principales raisons avancées dans la littérature concernent l'obligation d'avoir un lien au sol pour la nutrition des animaux (fourrages et grains) qui limite le chargement animal par hectare et donc la pression azotée liée à la gestion des effluents d'élevage et du pâturage. De plus, cette obligation entraîne des modifications à l'échelle du système fourrager de l'exploitation qui voit sa surface en herbe augmenter au détriment des surfaces de maïs ensilage. L'augmentation des surfaces en herbe fournit de nombreux services tels que le piégeage des nitrates, l'amélioration de la fertilité des sols et la biodiversité. Ces surfaces permettent également de gérer l'enherbement des cultures à l'échelle de la rotation et de limiter le recours aux intrants.

Certains auteurs pointent cependant des limites vis-à-vis de la lixiviation des nitrates dans les systèmes de polyculture-élevage AB. La conversion en AB d'élevage conventionnels extensifs basés sur la prairie permanente peut se traduire par une augmentation de la part de prairies temporaires dans la rotation ce qui peut entraîner de fortes lixiviation des nitrates après leur destruction. Un raisonnement de leur date de destruction, de la succession des cultures et de la couverture hivernale des sols est primordial afin de réduire ces risques. Par ailleurs, certains auteurs mettent en avant le manque de synchronisme entre la minéralisation des effluents d'élevage et la demande en azote des cultures qui peut entraîner une perte par lixiviation des nitrates. Là encore, les dates d'épandage, le fractionnement des apports de matières organiques labiles et le choix des successions culturales et de couverture hivernale des sols sont autant de leviers mobilisables pour réduire ces pertes.

Si l'on reporte les pertes d'azote par lixiviation à l'échelle de la rotation des cultures, les systèmes de polyculture-élevage conduits en AB présentent moins de pertes que les systèmes conventionnels standards, basés sur une intensification de leur surface fourragère (ensilage d'herbe et de maïs, chargement animal plus important...). Les limites des systèmes AB évoquées dans la littérature ne sont pas spécifiques aux systèmes AB et peuvent être diminuées par une approche systémique du système fourrager et alimentaire du troupeau (gestion des résidus, de la succession des cultures, des dates d'intervention...). La question des antibiotiques n'a pas été abordée mais l'effet de l'AB est favorable par rapport aux systèmes d'élevages conventionnels car leur utilisation est très restreinte (Feuillette et Benoit, 2016).

## IV. Les systèmes de grandes cultures en AB sans élevage

Depuis plus de 10 ans, le développement du secteur de l'AB a conduit au découplage des systèmes d'élevage et de culture et à l'apparition de systèmes céréaliers (plus génériquement appelé système de grandes cultures) spécialisés sans élevage (David et al., 2013). En 2017, 3,4% des surfaces de grandes cultures sont en AB ou en conversion (Agence bio, 2018). Cette spécialisation a fragilisé l'autonomie en nutriments de ces exploitations spécialisées (N, P et K essentiellement) qui sont aujourd'hui dépendantes de ressources organiques externes à l'exploitation pour satisfaire les besoins en N, P et K des cultures (Foissy et al., 2013).

D'autres stratégies sont également mises en œuvre à l'échelle de la rotation des cultures pour améliorer la nutrition azotée des cultures en AB. Ces stratégies reposent avant tout sur la culture de légumineuses à graines (soja, féverole, lentille, pois...) ou de légumineuses fourragères qui sont insérées dans la rotation comme des cultures pluriannuelles (luzerne par exemple) ou comme des cultures de services implantées en association ou en inter-culture. L'introduction de ces légumineuses à l'échelle des rotations cérésières permet de réduire l'achat et la quantité d'intrants organiques à l'hectare (qui sont de plus très onéreux en AB) et de limiter ainsi les bilans azotés des exploitations de grandes cultures conduites en AB. Mais par ailleurs, cette plus grande part de légumineuses dans la rotation peut conduire à des risques ponctuels de lixiviation de l'azote. Très peu d'études dédiées à l'impact de ces systèmes de grandes cultures en AB sur la qualité de l'eau ont été publiées. Récemment, Marie Benoit (2014) a référencé 6 études internationales sur ce sujet. Son travail a également permis de comparer des exploitations de grandes cultures AB à des exploitations conventionnelles dans le contexte français (bassin de la Seine). Une grande partie des résultats de ce travail de thèse ainsi que celui de Juliette Anglade (2015) et des publications de cette équipe sont repris dans cette synthèse. Cette partie sur les systèmes de grandes cultures abordera de façon conjointe les aspects positifs et les limites de l'AB.

### 1. Les systèmes de grandes cultures en AB et leurs impacts sur la qualité de l'eau

L'ensemble des études référencées sur les systèmes de grandes cultures mettent en avant une diminution de la lixiviation des nitrates par unité de surface de 30 à 40% en AB par rapport aux systèmes conventionnels (Benoit et al., 2014). Cependant, lorsque ces pertes d'azote sont ramenées par unité de production, les différences de lixiviation en faveur des systèmes biologiques par rapport aux conventionnels ne sont plus significatives (Mondelaers et al., 2009) voire sont parfois au désavantage de l'AB (Tuomisto et Helenius, 2008). Les rendements étant en général plus faibles en AB dans les régions d'agriculture intensive (Allemagne, Danemark, Pays-Bas, France), notamment pour les céréales (de l'ordre de moins 20%), ce mode d'expression des résultats a tendance à pénaliser les performances de l'AB (Benoit, 2014). Benoit et al. (2014) rappellent toutefois que pour des considérations environnementales et vis-à-vis de la qualité de l'eau l'expression des pertes par unité de surface est pertinente alors que l'expression des pertes par unité de production permet quant à elle de discuter des compromis entre productivité et exigences environnementales.

Sur l'ensemble des six études référencées par Benoit (2014) qui ont comparé la lixiviation dans les systèmes de grandes cultures, une seule étude mesure des performances négatives pour l'AB (Tableau 4). Dans cette étude, les pertes de nitrates par lixiviation sont équivalentes entre un blé conventionnel et un blé biologique mais réduite de plus de 50% pour les autres cultures de la rotation. Cependant la réduction des rendements mesurée en AB (-60% pour le blé et -55% pour les autres cultures de la rotation) fait que les systèmes de grandes cultures biologiques produisent moins de grains par kilogramme d'azote lixivié que les exploitations conventionnelles (Kristensen et al., 1994). Les exploitations biologiques de cette étude danoise étaient conduites selon des pratiques assez intensives (utilisation importante de matières organiques exogènes). Les situations où les systèmes biologiques permettaient de réduire les pertes d'azote par lixiviation ont été observées lorsqu'un couvert a été semé en association avec le blé au printemps, pratique courante en AB et qui a également démontré son efficacité sur la dynamique de l'azote dans les systèmes céréaliers biologiques en Rhône-Alpes (Amossé et al., 2014). L'étude de Kelm et al. (2008) conduite en Allemagne rejoint les conclusions de l'étude de Kristensen et al. (1994), à savoir que les pertes par lixiviation sous un blé conduit en AB après une culture de légumineuses (cas très fréquent en Auvergne-Rhône-Alpes) sont similaires voire supérieures aux pertes mesurées sous un blé conduit en conventionnel après un colza (Kelm et al., 2008) Ces pertes varient de 32 à 45 kg N/ha/an en AB et de 37 à 45 kg N/ha/an en conventionnel. Ces auteurs pointent également le risque de dépassement du seuil de 50 mg/l de nitrates dans les eaux de percolation d'un blé après le retournement d'une inter-culture de trèfle et de graminées (Kelm et al., 2008). Dans cette publication, nous pouvons noter toutefois que les pertes enregistrées sous les blés en conventionnel sont très faibles par rapport à ce qui peut être reporté dans la littérature dans la région Auvergne Rhône-Alpes (> 80 kg N/ha/an).

Tableau 4 : Synthèse des études réalisées sur la lixiviation dans les systèmes biologiques et conventionnels en grandes cultures dans l'Europe du Nord (tableau extrait de la thèse de Benoit, 2014).

Références	Localisation	Rapport AB/AC
Hansen et al, 2000	Danemark	0.56
Korsaeth et Eltun, 2000	Norvège	0.86
		0.61
Kristensen et al, 1994	Danemark	1.22
Stopes et al, 2002	Royaume-Uni	0.88
Haas et al, 2002	Allemagne	0.46
Berg et al, 1999	Allemagne	0.46
		0.43
		0.37
		0.30
	<b>Moyenne</b>	<b>0.62</b>
	<i>ecart-type</i>	<i>0.29</i>

Les autres études montrent également que les systèmes biologiques spécialisés en grandes cultures permettent de réduire les pertes d'azote par lixiviation. Les études de Hansen et al. (2000) et de Korsaeth et Eltun (2000) donnent des chiffres comparables en termes de réduction de la lixiviation de l'azote (32 à 90 kg N/ha/an en conventionnel vs 19 à 36 kg N/ha/an en AB dans l'étude de Hansen et al. (2000) ; 33 en conventionnel et 27 kg N/ha/an en conduite intégrée vs 19 kg N/ha/an en AB – dans celle de Korsaeth et Eltun (2000)). Ces auteurs expliquent ces résultats par une quantité d'azote

apportée par hectare inférieure en AB, par une rotation culturale plus longue et diversifiée ainsi que par une pratique plus fréquente de la couverture hivernale des sols. Les résultats de Haas et al. (2002) rejoignent ceux de Korsæth et Eltun (2000) sur le faible gain en matière de réduction des pertes azotées par lixiviation lors de la conversion d'une exploitation céréalière conventionnelle à l'agriculture intégrée (-15%) par rapport à la conversion à l'AB (-50%) (Haas et al., 2002). Seule la conversion à l'AB garantit une concentration inférieure à 50 mg/l de  $\text{NO}_3^-$  des eaux de percolation, sauf lors des phases de la rotation correspondant à la culture de pommes de terre (Figure 2). Là encore les auteurs mettent en avant une plus grande diversité cultivée dans la rotation avec des cultures économes en intrants (légumineuses notamment), les associations de cultures, la pratique de couverture végétale des sols ou d'engrais verts et une quantité totale d'azote apportée réduite par hectare. Cependant, pour des cultures recevant des apports importants de matières organiques (pomme de terre) la concentration en nitrates des eaux de percolation peut dépasser les limites réglementaires de 50 mg/l  $\text{NO}_3^-$ .

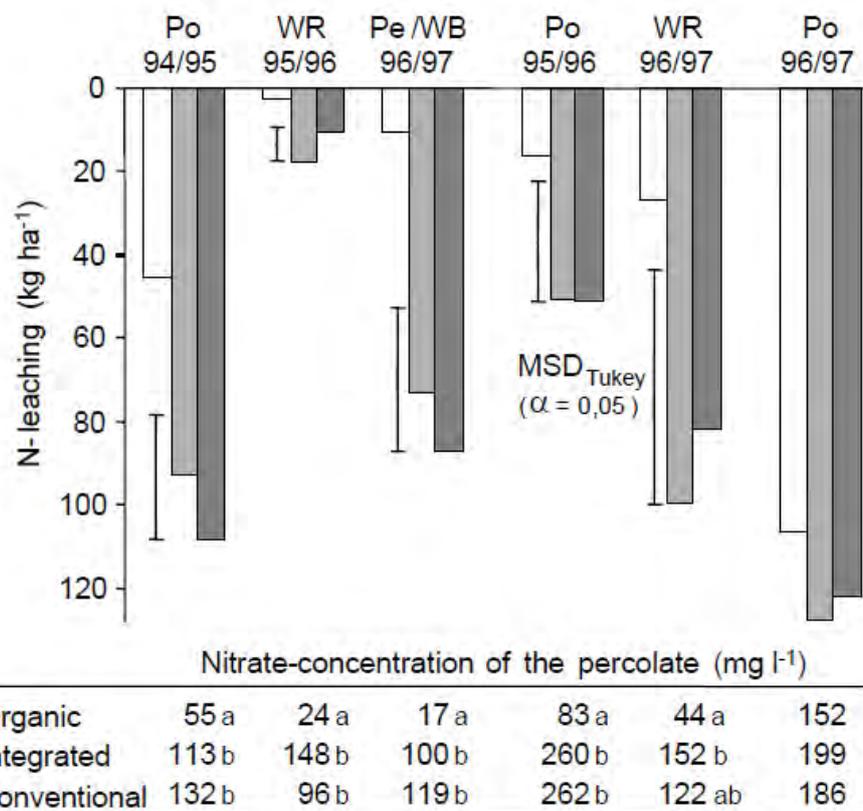


Figure 2 : Quantité de nitrates lixiviée (kg N/ha) et concentration en nitrates des eaux de percolation (mg/l) mesurée à 135 cm de profondeur sur un sol limoneux (Po – Pommes de terre ; Wb/Wr – Orge d'hiver/ Seigle d'hiver).

Figure extraite de la publication originale de Haas et al. (2002).

## 2. Diversité et nouvelles pratiques dans les systèmes de grandes cultures

Plus récemment Benoit (2014) et Anglade (2015) ont étudié les pertes d'azote par lixiviation dans des systèmes de grandes cultures AB du bassin parisien. Les systèmes spécialisés de grandes cultures en AB sur ce bassin ont des rotations des cultures plus longues (9 ans parfois) et complexes (par exemple luzerne pluriannuelle suivie de 2 céréales à paille, légumineuses à graines et céréales à paille) que les systèmes conventionnels basés le plus souvent sur 3 cultures principales (céréales à paille, colza,

betterave sucrière). La fertilité azotée des rotations AB repose donc avant tout sur la capacité des exploitations à implanter des légumineuses pluriannuelles et donc sur l'existence dans le territoire de débouchés pour ces légumineuses (Garnier et al., 2016) et sur des apports d'engrais organiques sur quelques cultures comme les blés panifiables. D'autres systèmes qui ont peu de débouchés pour les légumineuses fourragères pluriannuelles mettent en place des rotations plus courtes (3-5 ans) alternant légumineuses à graines (lentille, pois, féverole) et céréales à paille avec des engrais verts en inter-cultures (Benoit et al., 2014 ; Anglade et al., 2015a et b). La fertilisation totale en N est inférieure de 20% en AB par rapport à la fertilisation totale en conventionnel, celle-ci reposant presque exclusivement sur des apports d'engrais minéraux (167 kg N/ha/an en AB vs 211 kg N/ha/an en conventionnel) (Benoit et al., 2014). Les flux mesurés à l'échelle des rotations AB montrent que les cultures de légumineuses en tête de rotation permettent de couvrir en grande partie les besoins en N des cultures de la rotation (Anglade et al., 2015a). Mais cette reconstitution du stock d'azote à l'échelle de la rotation ne présage pas pour autant de l'efficacité d'utilisation de cet azote en raison du manque de synchronisme entre la dynamique de minéralisation de l'azote organique du sol et la dynamique d'absorption de l'azote des cultures (Guyomard, 2013).

Benoit et al. (2014) ont mesuré sur 37 parcelles différentes sur la totalité d'une rotation une concentration moyenne en azote sous racinaire inférieure en AB ( $12 \pm 6$  mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$ ) par rapport aux systèmes conventionnels ( $24 \pm 10$  mg N/l). Globalement l'AB dans cette étude présente des fuites de nitrates inférieures (14 à 50 kg  $\text{NO}_3^-/\text{ha}$  en AB vs 32 à 77 kg  $\text{NO}_3^-/\text{ha}$  en conventionnel). L'efficacité d'utilisation de l'azote (ratio entre la quantité d'azote contenue dans les récoltes sur les apports totaux de N) n'est pas différente dans cette étude entre les systèmes AB et conventionnels (78 et 81 % respectivement). En calculant la quantité d'azote lixiviée par unité d'azote récoltée, les systèmes de grandes cultures biologiques ont des valeurs plus faibles que les systèmes conventionnels s'étalant de 0,1 à 0,3 kg N/kg N en AB et de 0,2 à 0,5 kg N/kg N en conventionnel). Ces résultats vont dans le même sens que ceux de l'étude d'Anglade et al. (2015b) qui a calculé que le surplus maximal en azote compatible avec le seuil standard de potabilité de l'eau de consommation (50 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$ ) est de 16 kg N/ha/an pour une lame d'eau drainante de 100 mm/an d'eau et de 48 kg/ha/an pour un régime de percolation de 300 mm/an. Dans leur échantillon, 23% des exploitations AB et 0% des exploitations conventionnelles atteignent cet objectif dans le cas d'un régime hydrique faible et 75% en AB contre 52% des exploitations conventionnelles atteignent cet objectif dans le cas d'un régime hydrique supérieur (300 mm/an).

Dans une autre étude comparant une exploitation comprenant un atelier céréalier conduit en AB et un atelier céréalier conduit en conventionnel, Benoit et al. (2015) arrivent aux mêmes conclusions que les études citées précédemment. Dans cette étude, le système conduit en AB permet de réduire de 25% les pertes d'azote par lixiviation comparativement à l'atelier conventionnel, cette diminution des pertes étant significative qu'elle soit exprimée par unité de surface ou par unité de production. **Cette réduction des pertes est ici également due à la rotation des cultures plus longue et diversifiée en AB et à des apports totaux en N moins importants qu'en conventionnel.** Cependant, les pertes d'azote générées par le système AB sont variables dans l'espace (entre les parcelles de l'atelier AB) et selon l'année de la rotation en raison de facteurs pédoclimatiques et des itinéraires techniques (travail du sol, type de culture, inter-cultures, fertilisation organique). La figure 3 montre ainsi les concentrations moyennes en azote sous la zone racinaire des différentes cultures de la rotation en AB et conventionnelle. La concentration moyenne est de  $10,8 \pm 4,4$  mg N/l en conventionnel et de  $7,8 \pm 3,5$  mg N/l en AB. Les pertes d'azote les plus faibles ont été mesurées sous la culture de luzerne (qui a une forte capacité à immobiliser l'azote minéral du sol en profondeur, Benoit, 2014) et les plus élevées sous les céréales cultivées après des légumineuses.

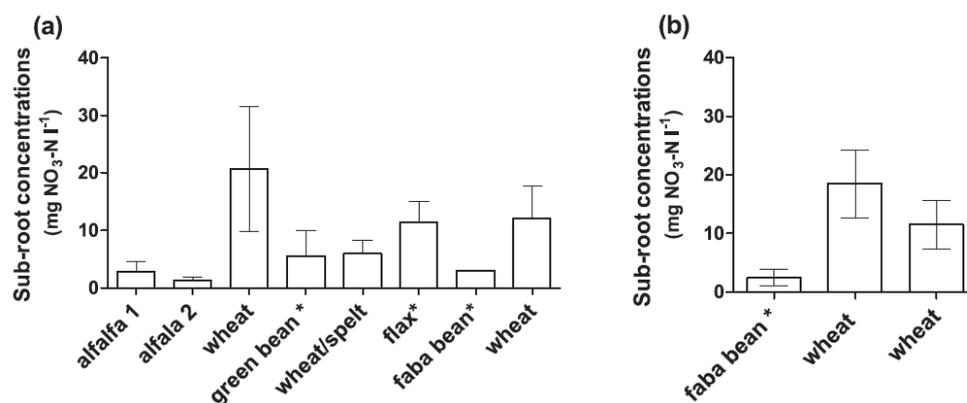


Figure 3 : Concentration sous racinaire de la solution du sol en nitrates (mgNO<sub>3</sub>/l à 90 cm de profondeur) en AB (a) et en conventionnel (b) mesurée lors de la période de drainage. Les cultures de printemps suivant une inter-culture sont marquées avec \*.

Figure extraite de l'article original de Benoit et al., 2015.

Toutes ces études récentes conduites dans le bassin parisien mesurent une réduction des pertes d'azote en AB dans les systèmes de grandes cultures. Cependant les auteurs soulignent la grande disparité des résultats selon les exploitations biologiques et la phase de la rotation considérée. En effet, le retournement des légumineuses pluriannuelles en fin d'été ou à l'automne (luzerne ou trèfle par exemple) fréquemment utilisé en AB pour reconstituer un stock d'azote mobilisable à l'échelle de la rotation (Garnier et al., 2016) peut générer des pertes d'azote importantes sous la culture suivante qui est bien souvent une céréale à paille. De plus, cet effet est pluriannuel et des pertes d'azote peuvent survenir plus d'un an après la destruction de ces légumineuses pluriannuelles (Benoit, 2014 ; Anglade, 2015). Afin de minimiser ces pertes il faut retarder le plus possible la destruction de ces légumineuses et si possible la réaliser au printemps. Francis et al. (1992) ont ainsi mesuré des pertes d'azote après un retournement de prairie (raygrass, trèfle) intervenant au début de l'automne de 78 kg N/ha contre 40 kg N/ha pour une destruction en fin d'automne ou 5 kg N/ha pour une destruction au début du printemps (Francis et al. 1992).

Des concentrations élevées en azote minéral sous la zone racinaire et des pertes importantes ont également été reportées en AB sous des céréales à paille d'hiver précédées d'une légumineuse à graines (féverole, pois, soja). Les reliquats azotés peuvent être importants à l'entrée de l'hiver et les céréales d'hiver ont une faible capacité d'absorption de l'azote au cours de la période hivernale. Ainsi, Salou (2015) a mesuré de forts reliquats azotés sous un triticale (150 kg N/ha) précédé d'une féverole et ont calculé par modélisation des pertes potentielles d'azote de 120 à 130 kg N/ha sur la période de drainage dans un contexte breton et sur sol drainant (lame d'eau drainante importante). Une inter-cultures d'été (moutarde) semée en septembre et détruite en novembre permettrait de réduire ces pertes de 33 à 53 kg N/ha selon les années climatiques (Salou, 2015). La pratique des inter-cultures est donc primordiale dans ces systèmes de culture où le retour de légumineuses fourragères ou à graines en tête de rotation peut générer des pics importants de lixiviation des nitrates. Par rapport à la pratique des couverts végétaux, il semblerait que les couverts multi-espèces permettent de réduire plus efficacement les risques de lixiviation (Benoit, 2014). Cependant nous avons très peu de recul quant à l'effet à long terme de l'insertion fréquente de couverts végétaux qui peut augmenter les formes réactives de l'azote dans le sol et donc augmenter à terme les risques de lixiviation de l'azote. Afin de limiter ces risques il faudrait détruire ces couverts le plus tard possible (au printemps) mais cela pose souvent des problèmes de gestion technique en AB dues à des difficultés de travailler le sol

tardivement (printemps pluvieux ou terres argileuses) et retarde également la minéralisation de l'azote accumulée dans ces couverts et ainsi impacte le développement de la culture. La minéralisation de couverts végétaux détruits tardivement est en effet relativement lente et ses effets peuvent être mesurés plus d'un an après leur destruction (Constantin et al., 2011). L'effet de ces inter-cultures devrait donc être intégré dans les calculs des bilans de fertilisation ce qui est encore peu pratiqué aujourd'hui que ce soit en AB ou en conventionnel.

### 3. Quelques situations à risque spécifiques en AB

D'autres situations à risque ont été rapportées au sein des systèmes de grandes cultures biologiques. Ces situations correspondent aux exploitations qui utilisent des matières organiques avec un C/N inférieur à 15 (résidus de méthanisation, lisiers ou fumiers de volailles) notamment lors d'épandage effectués à l'automne. L'utilisation de matières organiques compostées ou pailleuses (C/N > 15) limitent ces risques même lors d'un épandage d'automne (Benoit, 2014). Le recours aux engrais organiques labiles (C/N < 15) est aujourd'hui de plus en plus fréquent dans les systèmes de grandes cultures AB. En effet, ces engrais organiques sont souvent utilisés pour la réalisation de blé panifiable afin d'obtenir un taux protéique élevé, comme exigé par les opérateurs de l'aval. Leur apport est donc à réaliser au printemps ou à la sortie de l'hiver et non pas à l'automne afin de minimiser les pertes par lixiviation de l'azote.

Les systèmes de grandes cultures AB peuvent donc générer des pertes d'azote par lixiviation qui sont importantes en fonction des effets précédents (légumineuses) et de l'arrière effet des cultures intermédiaires et des épandages de matières organiques. Le raisonnement de la succession des cultures devrait donc mieux intégrer ces aspects et limites des systèmes biologiques. Ces pics de lixiviation mesurés dans différents contextes expliquent souvent les effets mitigés (et les controverses) des systèmes de grandes cultures en AB par rapport à la qualité de l'eau. Cependant, à l'échelle de la rotation et en totalisant l'ensemble des pertes d'azote générées par ces systèmes biologiques comparés aux rotations et pratiques conventionnelles, Benoit et al. (2015) rappellent que dans leur étude les systèmes biologiques permettent de réduire de 25% les pertes de nitrate par lixiviation et que les études réalisées dans d'autres pays européens avancent même le chiffre de 40% (Figure 4). L'étude de Garnier et al. (2016) met également en avant la capacité des systèmes spécialisés en grandes cultures AB à réduire par rapport aux systèmes conventionnels les risques de pollution en azote des eaux superficielles.

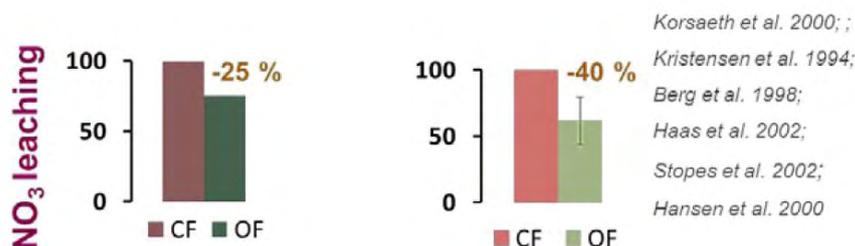


Figure 4 : Comparaison entre les résultats obtenus sur une exploitation mixte (AB/conventionnel) du bassin parisien (graphique de gauche) et la littérature européenne concernant la lixiviation du NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (graphique de droite).

CF : agriculture conventionnelle ; OF : agriculture biologique.

Figure extraite, et légèrement modifiée, de la thèse de Marie Benoit (2014).

#### 4. Que retenir sur les systèmes grandes cultures AB et la qualité de l'eau ?

L'augmentation de la demande de produits céréaliers et de protéines végétales issues de l'AB ainsi que la chute des cours des céréales conventionnelles a conduit à l'augmentation de la part d'exploitations AB spécialisées en grandes cultures sans atelier d'élevage. Les performances environnementales de ces systèmes, notamment vis-à-vis des pertes en azote, sont parfois contestées. En effet, ces systèmes reposent sur une proportion de légumineuses cultivées plus importante que dans les systèmes conventionnels or, ces cultures peuvent entraîner ponctuellement des concentrations importantes d'azote dans le sol après leur destruction. Ce phénomène peut également être renforcé par le recours fréquent à des engrais organiques facilement minéralisables, notamment s'ils sont épandus à l'automne. Ces formes d'engrais organiques sont souvent utilisées pour la production de blé panifiable en AB, les dates d'épandages et les quantités utilisées doivent donc être optimisées dans ces systèmes. Les exigences des meuniers et des transformateurs en termes de protéines dans les filières biologiques conduisent donc à des problèmes de pertes d'azote comme ceux rencontrés depuis de nombreuses années dans les filières conventionnelles. Par ailleurs, le recours fréquent aux engrais verts en AB et l'utilisation d'amendements organiques compostés peuvent entraîner une augmentation des formes réactives d'azote dans le sol et générer à moyen et long terme des pertes d'azote par lixiviation dans les systèmes AB. Là encore on rejoint le manque de synchronisme entre minéralisation des matières organiques du sol et les besoins en N des cultures. Cependant, cet effet à long terme des couverts végétaux sur les pertes d'azote n'est pas propre aux systèmes biologiques et se rencontre couramment dans les systèmes conventionnels, notamment dans les systèmes d'agriculture de conservation. Des études sur ces dynamiques pluriannuelles sont nécessaires afin de mieux intégrer leurs effets dans le calcul des bilans de masse azotés des grandes cultures.

**Toutefois, au-delà de pertes d'azote ponctuelles parfois importantes des systèmes de grandes cultures en AB, la plupart des auteurs européens et toutes les études réalisées dans le contexte français rappellent qu'à l'échelle de la rotation les pertes de nitrate par lixiviation sont réduites de 20 à 40% par rapport aux systèmes de grandes cultures conventionnels.** Cela est dû à des apports totaux d'azote moins importants et surtout à une rotation des cultures plus longue et diversifiée qui intègre notamment des cultures à faibles intrants comme les légumineuses à graines. Les controverses sur ces systèmes viennent donc le plus souvent de l'échelle de temps que l'on considère plutôt que de l'effet global du mode de production en AB qui permet sur l'ensemble d'une rotation culturale de réduire les pertes d'azote dans l'environnement. Cependant, il faudra veiller à ce que l'augmentation de la demande de produits biologiques céréaliers et protéiques ne pousse pas les exploitations biologiques à diminuer la diversité des cultures et à intensifier leurs pratiques de fertilisation organique afin de ne pas générer les mêmes problèmes vis-à-vis de la qualité de l'eau que les systèmes céréaliers conventionnels.

## V. Les systèmes de cultures pérennes en AB (vigne et arboriculture)

Cette partie est décomposée en 3 sous-parties. Elle se focalise sur les productions fruitières (arboriculture) et viticoles qui occupent une surface importante en France et sur le bassin Rhône-Méditerranée-Corse. Une 3<sup>ème</sup> partie sera consacrée à l'impact de l'utilisation du cuivre en AB sur la qualité de l'eau et aux controverses que cette utilisation soulève. En effet, les doses les plus importantes de cuivre sont utilisées dans les systèmes arboricoles et viticoles en AB avec parfois des interventions qui peuvent être nombreuses (plus de 10 par an) du fait de la faible rémanence de ces produits (Caplat, 2006).

### 1. Arboriculture

L'arboriculture est très présente sur le bassin Rhône-Méditerranée-Corse, notamment les productions de pomme, pêche, abricot et cerise. En 2017, 19,8% des surfaces de productions fruitières sont en certifiées en AB ou en conversion (Agence bio, 2018). Ce sont des cultures qui sont soumises à de nombreux ravageurs et maladies et pour lesquelles les fréquences de traitements phytosanitaires sont élevées. En conventionnel, les indices de fréquence de traitement dans la région PACA et anciennement Rhône-Alpes étaient respectivement de 29,4 et 25,7 pour les pommes (dont 1,8 pour les herbicides) ; 21,9 et 21,2 pour les pêches (dont 1,6 pour les herbicides) ; 10,3 et 12,8 pour les abricots (dont 1,1 pour les herbicides) 6,9 et 9,9 pour les cerises (dont 0,8 pour les herbicides) (Agreste, 2014). Peu de références bibliographiques comparent les effets des modes de production sur la qualité de l'eau en arboriculture. Les principales études sur le sujet concernent la production de pommes. Les vergers de pommiers sont en effet un système qui est traité de façon intensive afin de contrôler les ravageurs, les maladies et les adventices (Alaphilippe et al., 2013) et qui couvre une surface importante, notamment sur le bassin Rhône-Méditerranée-Corse.

Kramer et al. (2006) ont comparé aux Etats-Unis l'effet de 3 modes de conduites – AB, intégré et conventionnel – d'un verger de pommes sur les pertes d'azote par dénitrification et lixiviation. Chaque système comparé a reçu la même quantité d'azote mais sous des formes différentes – 67,3 kg N/ha en octobre et 44,9 kg N/ha en mai. Les apports ont été réalisés sous forme de fumier de volaille en AB et d'engrais minéraux en conventionnel et un mélange des deux pour le système intégré. La pratique de couverts végétaux dans les inter-rangs et les apports de matières organiques étaient plus fréquents et importants en AB. En conséquence, les sols en AB ont une plus grande teneur en matières organiques et des activités biologiques supérieures. Les auteurs ont mesuré une réduction d'environ 80% de la lixiviation de l'azote dans le système AB sur une année par rapport au système conventionnel (Kramer et al., 2006). Cet effet est dû à une moindre disponibilité de l'azote apporté sous forme organique et aussi à des processus d'immobilisation de l'azote plus importants dans les sols grâce à des teneurs en matières organiques plus élevées et à des activités biologiques du sol plus importantes. Par ailleurs, la pratique plus courante de l'enherbement des inter-rangs en AB afin de contrôler les adventices et de procurer des zones refuges pour les auxiliaires des cultures permet également de limiter la lixiviation des nitrates.

Plus récemment, Alaphilippe et al. (2013) ont comparé l'effet de 3 modes de conduites de vergers de pommiers dans la vallée du Rhône pendant 4 ans (comparaison AB, conventionnel et intégré) sur

notamment l'écotoxicité des milieux aquatiques. Leur étude est une comparaison de systèmes *via* l'analyse du cycle de vie et intègre donc dans l'évaluation de l'écotoxicité des milieux aquatiques l'impact de la production des pesticides utilisés. Le système AB reçoit des apports de composts et d'engrais organiques épandus respectivement à l'automne et au printemps. Des engrais minéraux sont appliqués en 3 fois dans la saison pour les 2 autres systèmes. La quantité d'azote disponible pour les pommiers est de 45 kg N/ha/an en moyenne. Le nombre de passages pour contrôler les ravageurs et les maladies était également bien inférieur en AB. Les adventices étaient contrôlées chimiquement sur le rang en conventionnel, mécaniquement en AB et de façon mixte pour le système intégré. Les inter-rangs étaient entretenus mécaniquement. Les résultats de cette étude montrent que le système qui a le plus d'impact par unité de surface sur l'écotoxicité des milieux aquatiques est le système conventionnel. Le système intégré ayant le meilleur score car la réduction des épandages de cuivre et de soufre par rapport au système AB réduit son impact global. Les auteurs montrent en revanche que le potentiel d'eutrophisation est le plus faible en AB comparativement aux systèmes conventionnel et intégré. Là encore la moindre disponibilité des formes organiques de l'azote pour les plantes permet d'expliquer ces différences.

Le mode de conduite biologique des vergers permet de réduire globalement l'impact sur la qualité de l'eau par rapport aux systèmes conventionnels et intégrés avant tout grâce à l'absence d'utilisation d'herbicides. Afin de contrôler les adventices, les arboriculteurs ont recours à un travail mécanique du sol plus fréquent et pratiquent également plus fréquemment l'enherbement de leurs vergers. Ce sont bien les molécules herbicides qui se retrouvent le plus couramment dans les eaux superficielles et souterraines (Rat et al, 2006) ce qui confère aux systèmes biologiques un moindre impact sur la qualité de l'eau par rapport aux systèmes conventionnels. L'enherbement des vergers permet également de réduire les pertes par lixiviation des nitrates. Les rares études qui ont évalué ces systèmes montrent en effet que l'AB permet de réduire la lixiviation des nitrates. Cependant, même en conventionnel, les doses totales d'azote utilisées par an sont faibles au regard des autres systèmes de production (maraichage ou grandes cultures par exemple) et les risques associés de pertes d'azote dans l'environnement sont donc eux-mêmes plus faibles. Les systèmes biologiques sont donc avant tout bénéfiques pour la qualité de l'eau grâce à l'absence d'utilisation des herbicides.

## 2. Viticulture

En 2017, 10% des surfaces viticoles sont certifiées en AB ou en conversion (Agence bio, 2018). Cette production est très développée sur le bassin Rhône-Méditerranée-Corse. La part des vignobles biologiques représente 9% en Bourgogne, 3% dans le Beaujolais, 19% dans les Bouches du Rhône, 15% pour les Côtes du Rhône et 13% pour les vignobles du Vaucluse et du Var (Agreste, 2013).

En 2010, la moyenne des IFT totaux annuels sur ces grandes régions viticoles est de 12,5 (avec les produits de biocontrôles inclus), avec une plus forte utilisation dans le Beaujolais et en Bourgogne par rapport aux vignobles méridionaux. Les traitements herbicides représentent 1,2 et 1,5 dans le Beaujolais et en Bourgogne et sont inférieurs à 1 dans les vignobles méridionaux (Bouches du Rhône, Vaucluse et Var) (Agreste, 2016b). Les systèmes viticoles, tout comme l'arboriculture, sont soumis à de nombreux ravageurs et maladies pour lesquels les fréquences de traitements phytosanitaires sont élevées par rapport aux systèmes maraichers et de grandes cultures (Aubertot et al., 2005). En 2010, environ 20% des surfaces viticoles n'ont pas reçu d'herbicides, seules 14% des surfaces viticoles sont gérées de façon chimique exclusivement, le reste étant géré de façon mixte (travail du sol et herbicides) (Agreste, 2012b). Tout comme pour l'arboriculture, le mode de production AB ne signifie

pas moins de traitements. En moyenne nationale, les vignes en AB reçoivent 17 traitements soit un de plus que les vignes conventionnelles. Les exploitations viticoles biologiques en revanche n'utilisent pas de désherbants mais davantage de traitements fongicides, or ce sont bien les molécules herbicides qui se retrouvent le plus couramment dans les eaux superficielles et souterraines (Rat et al, 2006) ce qui confère aux systèmes biologiques un moindre impact sur la qualité de l'eau par rapport aux systèmes conventionnels (Bourdais, 1999). Les molécules de synthèse étant prohibées, les seules solutions chimiques autorisées face au mildiou et à l'oïdium se limitent aux produits à base de cuivre et de soufre et aux produits spécifiques à l'AB. Avec une gamme aussi réduite, les produits de contact à base de ces deux minéraux sont employés plus fréquemment en raison de leur rôle préventif et de leur efficacité limitée dans le temps en période de pousse ou après des précipitations (Agreste, 2012a).

Vis-à-vis des pertes d'azote et d'autres nutriments (phosphore notamment) dans l'environnement, il est à noter que les besoins de la vigne sont assez faibles en termes d'éléments minéraux. La fertilisation est par conséquent non systématique et bien inférieure à d'autres cultures, notamment annuelles (Del'homme et Ugaglia, 2011). Bourdais (1999) souligne également qu'en vigne les risques de pollution par les nitrates sont quasi-nuls que ce soit en agriculture conventionnelle ou en AB.

Dans un projet de recherche-développement (Casdar AgriInnov, 2015, n° 1116 2011) des enquêtes auprès de 117 exploitations viticoles, réparties sur différents vignobles français ont été réalisées (80 exploitations conventionnelles et 37 en AB). Les résultats de cette enquête montrent en effet que les pratiques de fertilisation en AB et en conventionnel sont assez proches en termes de quantité totale d'azote épandu par an. Ces apports, de 35 kg N/ha/an en conventionnel et de 26 kg N/ha/an en AB, sont faibles par rapport aux autres types de production et ne représentent donc pas de risques à *priori* importants vis-à-vis de la qualité de l'eau. La grande majorité des exploitations viticoles biologiques ont des apports fréquents de matières organiques sous diverses formes. La plupart des exploitations utilisent des composts animaux et végétaux apportés tous les 3 ans en moyenne. Les autres exploitations qui ont une stratégie d'apports annuels utilisent le plus souvent des engrais organiques en faible quantité. La moitié des exploitations conventionnelles ont des stratégies similaires aux exploitations biologiques tandis que les autres exploitations ont des apports moins réguliers complétés annuellement par des apports d'azote sous forme minérale en faible quantité la plupart du temps (30 kg N/ha/an en moyenne ; maximum de 80 kg N/ha pour une exploitation). Quelques exploitations viticoles (conventionnelles et biologiques) ont des stratégies d'apports très ponctuels et massifs de matières organiques, notamment lors de la plantation des jeunes vignes. On peut avoir ici des fuites ponctuelles d'azote mais qui ramenées à la durée d'une vigne représentent une quantité négligeable. Par ailleurs, il est à noter que la plupart des exploitations enquêtées ont un couvert végétal dans l'inter-rangs. La fréquence de couverture des inter-rangs est supérieure pour les exploitations biologiques, tandis que la fréquence de sols nus est plus importante pour les exploitations conventionnelles qui utilisent alors des herbicides pour contrôler la végétation spontanée des inter-rangs. L'échantillon de viticulteurs enquêtés dans ce projet n'est pour autant pas représentatif des pratiques nationales moyennes en termes de couverture des sols.

A l'échelle nationale, moins d'un tiers des surfaces viticoles sont enherbées en 2010 (Agreste, 2012b). En conventionnel, la maîtrise de l'enherbement des inter-rangs et des rangs de vigne est réalisée chimiquement et en AB par un travail mécanique. Dans ces situations, notamment pour les vignobles en pente, des phénomènes d'érosion hydrique et un entrainement des sédiments vers les eaux de surface peuvent être importants. Ces sédiments sont souvent concentrés en nutriments (azote et

phosphore), métaux lourds (cuivre, soufre, zinc) et en molécules phytosanitaires. L'enherbement des vignes (et sa maîtrise technique) ainsi que des aménagements paysagers (haies, terrasses pour les vignes en pente) sont des pratiques à encourager afin de prévenir l'érosion des sols et les transferts de sédiments, nutriments, métaux lourds et pesticides vers les eaux de surface et souterraines, que ce soit dans les systèmes AB ou conventionnels.

### 3. Utilisation du soufre et du cuivre en AB

**Le soufre** en AB est fréquemment utilisé pour contrôler le développement des maladies, notamment en maraichage (pomme de terre), en arboriculture et en viticulture. Il est beaucoup utilisé par exemple dans les systèmes viticoles pour contrôler le développement du mildiou. Le soufre est un fongicide minéral qui agit par blocage de la respiration. Son action est avant tout préventive, il est appliqué sur la végétation sous forme de poudre et sa rémanence est relativement faible (rapidement oxydé en sulfate). L'Anses, *via* l'étude de plusieurs dossiers d'homologation de produits soufrés, rappelle plusieurs éléments vis-à-vis de cet élément (Anses, 2012) :

- Le soufre, à la différence des autres molécules phytosanitaires, n'est pas adsorbé à la surface des constituants du sol. Les sulfates (forme oxydée) interagissent par contre avec les particules organiques et minérales du sol et leur mobilité est alors régulée par le pH du sol, la capacité d'échanges cationique et la présence de calcium. Leur mobilité est réduite dans les sols alcalins et riches en matières organiques.
- Les risques de contamination des eaux souterraines par le soufre sont jugés négligeables. Cependant, les risques de contamination par les sulfates doivent être évalués en raison de leur forte mobilité. Sur la base d'une évaluation conservatrice (hypothèse que 100% du soufre épandu est oxydé en sulfates et que ces sulfates atteignent en totalité les eaux souterraines), aucun risque inacceptable de contamination des eaux souterraines par les sulfates n'est attendu au-delà de la limite réglementaire pour les eaux de boisson de 250 mg/l (Directive 98/83/CE).
- Les risques de contamination des eaux de surface sont également jugés négligeables en raison de la faible solubilité du soufre et car une dissipation du soufre vers les sédiments avant oxydation est attendue.

Au regard de ces éléments, le soufre, malgré une utilisation importante dans certains systèmes biologiques n'apparaît pas comme étant une substance préoccupante vis-à-vis de la qualité des eaux souterraines et de surface. Son effet sur la qualité des sols n'a également jamais été démontré de façon scientifique.

**Le Cuivre** en AB est également utilisé comme fongicide et bactéricide essentiellement dans les systèmes maraichers, arboricoles et viticoles, la plupart du temps sous forme de « Bouillie Bordelaise » (Bourdais, 1999 ; Navel, 2011). L'activité fongicide et bactériostatique de la préparation à base de cuivre est due aux ions cuivreux  $\text{Cu}^{2+}$ , forme la plus toxique du cuivre (Navel, 2011). Les traitements au cuivre doivent être appliqués avant ou au tout début du développement de la maladie. Le cuivre est un fongicide de contact (Anses, 2011). La réglementation prévoit une limite maximale d'utilisation en agriculture de 6 kg/ha/an de cuivre. Cette limite est une moyenne lissée sur 5 ans afin de pouvoir dépasser ponctuellement cette dose lors d'une année pluvieuse et sujette à de nombreuses attaques fongiques (Berthier et Chovelon, 2013). La réglementation AB évolue à partir du 1<sup>er</sup> Février 2019 vers une dose maximale de 4 kg/ha/an lissée sur 7 ans, ce qui pourra encore poser des problèmes

techniques dans certaines exploitations et certains vignobles. Le cuivre est employé à des fréquences plus importantes que d'autres molécules phytosanitaires en raison de son rôle préventif et de son efficacité limitée dans le temps notamment en période de pousse ou après des précipitations. Les deux tiers des traitements sont effectués à des intervalles inférieurs à 14 jours. Bien que les doses à l'hectare soient légèrement plus faibles que celles observées en mode conventionnel, ces passages plus nombreux en AB se traduisent par des quantités employées plus élevées. Sur une surface en mode biologique, la moyenne par hectare est de 3,5 kg de cuivre contre 1,8 kg pour une surface conventionnelle (Agreste, 2012a). Selon Berthier et Chovelon (2013) il est impossible de maintenir actuellement une viticulture biologique, quelle que soit la région, en limitant l'utilisation du cuivre à 4kg/ha/an, même en conservant l'outil de la moyenne lissée. Les pratiques des viticulteurs ne sont pas adaptées à cette diminution, du fait de l'insuffisance actuelle des alternatives, de la variabilité climatique et de la nécessité d'un renforcement de l'expérience des viticulteurs récemment convertis. Cet usage fréquent et historique du cuivre, notamment sur les terroirs viticoles, fait que cet élément est un des contaminants les plus importants dans les sols viticoles étant donné que sa concentration excède les limites de la législation Européenne dans la majorité des vignobles (Komarek et al., 2010), qu'ils soient conduits en AB ou en conventionnel. En effet, le cuivre est utilisé comme fongicide depuis plus d'un siècle en viticulture (Navel, 2011). Les doses utilisées il y a plus de 30 ans étaient très supérieures à ce qu'elles sont aujourd'hui, bien avant le développement de la viticulture biologique. Pour autant, cette accumulation du cuivre dans les sols n'est pas forcément synonyme de risques de transferts vers les eaux souterraines et de surface.

La synthèse bibliographique de Komarek (2010) et les travaux de Navel (2011) ont étudié les risques de transferts du cuivre dans des sols viticoles. La concentration en cuivre diminue très rapidement avec la profondeur de sol, quel que soit le type de sol, pour se concentrer dans l'horizon supérieur (0-20 cm). Cette diminution est particulièrement marquée pour les sols viticoles et elle est dû à l'importante capacité de fixation du cuivre par le sol notamment au sein des matières organiques ce qui diminue la mobilité du cuivre vers les horizons plus profonds (Komarek et al., 2010). Les métaux dans les sols, comme le cuivre, sont présents en solution ou sont plus ou moins liés aux surfaces solides suivant leur spéciation. Ils interagissent avec les composés organiques et inorganiques du sol par des phénomènes de transformation chimique (sorption, complexation, précipitation, réaction d'oxydoréduction, échange cationique) ou biologiques (Navel, 2011). La biodisponibilité du cuivre dépend ainsi de la minéralogie du sol et de l'ensemble des propriétés du sol, particulièrement le pH et le taux de matières organiques. Les matières organiques peuvent réduire la biodisponibilité du cuivre alors qu'une diminution du pH du sol provoque une meilleure solubilisation du cuivre et augmente ainsi sa biodisponibilité (Navel, 2011). Lors d'une application de Bouillie Bordelaise, le cuivre lessivé des feuilles de vigne ou qui arrive directement au sol change rapidement de spéciation et est rapidement complexé avec les minéraux et les matières organiques du sol diminuant ainsi sa mobilité (Komarek et al., 2010). Il existe donc une cinétique annuelle de vieillissement du cuivre apporté sous forme de Bouillie Bordelaise. Le cuivre est d'abord retenu au contact des matières organiques grossières les plus accessibles, avant d'être progressivement stabilisé dans les phases argileuses des fractions fines des sols, lieu préférentiel des activités microbiennes. Une conséquence directe de cette stabilisation du cuivre est la diminution de sa mobilisation avec l'eau sous forme dissoute (Navel, 2011). Les mécanismes de transfert du cuivre vers les eaux souterraines sont complexes et il est difficile de prédire de manière précise le risque de contamination des eaux de surface ou souterraines par le cuivre apporté de manière chronique en viticulture dans des contextes pédoclimatiques variés et

soumis par ailleurs à des modes de gestion organiques très variables. En effet, Komarek et al. (2010) et Navel (2011) ont montré que des apports de matières organiques changent la mobilité et les transferts du cuivre. En l'absence d'amendement organique, le cuivre est avant tout transporté sous forme colloïdale et libre, tandis que dans le sol amendé, le cuivre libre devient très minoritaire et la forme chélatée (associée) à la matière organique dissoute augmente et constitue alors le principal mécanisme de transfert du cuivre dans le sol. Les amendements organiques peuvent donc augmenter la mobilité du cuivre même si cette dernière reste relativement faible car elle ne représente pas plus de 1% du cuivre total présent dans le sol (Navel, 2011). En revanche le transfert sous forme particulaire (associé à la matière organique particulaire ou aux argiles), reste un mécanisme prépondérant du transfert du cuivre dans les sols, qui peut contribuer à sa dissémination vers les rivières, notamment via des processus de ruissellement de surface (Navel, 2011). Un cas particulier de lessivage du cuivre dans les sols a été reporté par Hao et al. (2008) qui ont mesuré des transferts plus importants lors d'épandage de boues de stations d'épurations (STEP) et d'effluents avicoles qui peuvent être riches en métaux lourds et notamment en cuivre. Les boues de STEP sont interdites en AB et les études sur les effluents avicoles sont trop peu nombreuses pour conclure sur leurs effets vis-à-vis de la qualité de l'eau.

**En conclusion, sur l'effet des apports réguliers de cuivre en AB et sur leurs impacts sur la qualité des eaux souterraines et de surface, tous les auteurs s'accordent sur la faible mobilité du cuivre vers les eaux souterraines et de surface sous forme dissoute** (la plus toxique). Cette mobilité peut être plus élevée dans des sols à faible teneur en matières organiques et avec des pH acides (<5). Le principal mécanisme de transfert du cuivre vers les eaux souterraines se fait par lessivage des matières organiques dissoutes, auxquelles se complexe le cuivre, notamment dans des parcelles recevant régulièrement des amendements organiques, ou par lessivage de colloïdes dans des sols sans apports d'amendements organiques. Ce transfert est toutefois négligeable, car même après une application de Bouillie Bordelaise les quantités de cuivre libre deviennent très vite négligeables face aux quantités de cuivre complexé ou sorbé sur les colloïdes indiquant une rétention de plus en plus forte au cours du temps du cuivre sur les surfaces solides. L'Anses (2011) rappelle d'ailleurs qu'en considérant l'ensemble de ces mécanismes de mobilité et le fond naturel de cuivre présent dans l'eau qu'il « n'est pas attendu que les usages agricoles du cuivre aboutissent à un risque inacceptable pour la contamination des eaux souterraines ». Cependant, lors de phénomènes d'érosion des sols, le cuivre associé aux particules minérales et organiques du sol peut être entraîné vers les eaux de surface. Une fois dans l'eau, le cuivre tend à se déposer et à précipiter rapidement sous forme de sels insolubles (Anses, 2011), l'équilibre chimique de l'eau étant généralement atteint en 24 heures après introduction de cuivre dans les milieux aquatiques (Ineris, 2005). Toutes les pratiques agricoles permettant ainsi de limiter les risques d'érosion des sols (couverts végétaux, apports de matières organiques) sont autant de leviers pour limiter les risques de transfert par érosion des sols du cuivre vers les eaux de surface (Komarek et al., 2010 ; Navel, 2011) et ne sont pas spécifiques à l'AB. Les transferts de cuivre vers les eaux souterraines sont quant à eux négligeables. Il apparaît donc que l'utilisation plus importante du cuivre en AB n'a pas d'influence négative sur la qualité des eaux souterraines et superficielles. Son accumulation dans le sol peut en revanche avoir un impact sur les communautés microbiennes et les vers de terre et sur l'ensemble des activités biologiques du sol (Cluzeau et al., 1994 ; Lejon et al., 2008) Le problème du cuivre et de son accumulation en AB est donc plus un problème de qualité des sols que de qualité des eaux.

#### 4. Que retenir sur l'arboriculture et la viticulture AB et la qualité de l'eau ?

Les systèmes pérennes, arboriculture et viticulture, ont des effets négligeables vis-à-vis de la qualité de l'eau par rapport aux pertes d'azote par lixiviation, que ce soit en agriculture conventionnelle ou en AB. Les besoins en éléments minéraux des arbres fruitiers et des vignes sont faibles et les apports annuels également. A la plantation de jeunes vignes ou de vergers, on peut observer des pics ponctuels de lixiviation des nitrates lors d'épandages importants d'amendements organiques, pratique courante que ce soit en AB ou en conventionnel, mais lorsque l'on rapporte ces pertes à la durée des vergers ou des vignes, ces pertes apparaissent comme négligeables.

L'avantage de l'AB par rapport aux systèmes conventionnels réside dans l'interdiction d'utilisation des herbicides de synthèse. Les molécules herbicides sont en effet les principales molécules que l'on retrouve dans les eaux souterraines et de surface. L'entretien des vignes et des vergers par des herbicides est encore courante en agriculture conventionnelle, tandis qu'en AB les adventices sont maîtrisées par un travail mécanique ou un enherbement des inter-rangs. Cet enherbement permet également de réduire les phénomènes d'érosion des sols. Or, pour les systèmes pérennes, les principales sources de pollution des eaux de surface sont dues à l'entraînement par érosion de particules de sol concentrées en nutriments (N, P, K), en pesticides (herbicides notamment) et en métaux lourds (cuivre). Toutes les pratiques permettant de réduire les risques d'érosion du sol dans les systèmes pérennes sont donc autant de leviers mobilisables pour réduire leurs impacts sur la qualité de l'eau (apports de matières organiques et enherbement des inter-rangs).

Enfin, l'utilisation importante en AB du soufre et du cuivre pour lutter contre le développement des champignons en arboriculture et en viticulture est souvent citée comme limite majeure de ce mode de production. Le soufre n'a aucun impact sur la qualité des eaux et son éventuel effet dépréciatif sur la qualité des sols n'a jamais été démontré. Quant au cuivre, son transfert vers les eaux souterraines est négligeable en particulier dans les conditions actuelles d'usage du cuivre en AB limitées à 6 kg/ha/an. Le cuivre se complexifie rapidement aux particules minérales et organiques du sol et se concentre dans les premiers horizons (0-20 cm). Son transfert vers les eaux souterraines se fait par lessivage des colloïdes et des matières organiques dissoutes et ce phénomène est très faible. Le principal transfert du cuivre se fait vers les eaux de surface par érosion des particules de sol. Là encore les pratiques de couverture des inter-rangs, d'apports de matières organiques et d'aménagement parcellaire (haies) sont autant de leviers, non spécifiques à l'AB, qui peuvent être mis en place pour limiter ces risques.

## VI. Conclusion

Cette synthèse bibliographique sur l'impact de l'AB sur la qualité des eaux souterraines et de surface met en avant l'effet positif global d'un mode de gestion selon le cahier des charges de l'AB par rapport aux systèmes conventionnels. La principale force de l'AB est l'interdiction des molécules de synthèse et notamment des herbicides de synthèse. Les systèmes biologiques ont donc tous un effet positif vis-à-vis de la pollution des eaux de surface et souterraines aux pesticides et notamment aux herbicides, principales molécules que l'on retrouve dans les eaux.

Lorsque l'on s'intéresse aux pollutions diffuses azotées les références scientifiques et techniques reportent que les systèmes de production biologiques, lorsque l'on ramène ces pertes azotées à l'échelle de la rotation culturale ou de l'exploitation, génèrent moins de pertes d'azote vers les eaux de surface et souterraines que les exploitations conventionnelles. Cet effet bénéfique de l'AB est lié à des quantités d'azote apportées plus faibles qu'en conventionnel et à une approche systémique de l'exploitation du fait de l'interdiction d'utilisation des engrais et des pesticides de synthèse.

Cependant il existe, pour certains systèmes de production et pour certaines pratiques, des **risques ponctuels** de pertes d'azote par lixiviation :

- Dans les systèmes maraîchers, des apports réguliers et en quantités importantes de matières organiques ajoutés à la difficulté de gestion de cultures à cycle court renforcent le manque de synchronisme entre minéralisation des matières organiques apportées et besoins des cultures.
- Des concentrations d'animaux sur les parcours notamment dans les élevages avicoles ou une concentration des effluents d'élevage sur quelques parcelles pour des raisons d'organisation du travail et de praticité présentent également un risque de lixiviation des nitrates. Ces limites ne sont pas spécifiques aux exploitations biologiques et sont également fréquemment rencontrées dans les systèmes conventionnels.
- Le retournement des prairies temporaires peut générer des pertes d'azote importantes. Dans les exploitations de polyculture-élevage les surfaces en prairies temporaires sont souvent plus importantes qu'en conventionnel. Ces pertes d'azote lors d'un retournement peuvent aussi être observées dans les systèmes de grandes cultures spécialisés sans élevage qui ont des « têtes de rotation » constituées de légumineuses.
- Des apports de matières organiques fréquents en AB peuvent générer des reliquats azotés dans les sols à l'entrée de l'hiver plus importants que dans les systèmes conventionnels conduits avec « des bonnes pratiques de fertilisation » (Girardin et Sardet, 2003). On rejoint ici le manque de synchronisme entre minéralisation des matières organiques et le besoin en azote des cultures. Pour autant, les exploitations conventionnelles produisant des fumiers et lisiers sont également confrontées à cette difficulté.
- Une « conventionalisation » des systèmes céréaliers biologiques spécialisés (sans atelier d'élevage) due à la forte demande de produits céréaliers biologiques et aux exigences de teneurs en protéines des blés panifiables de la filière conduit certaines exploitations à diminuer la diversité des cultures et à utiliser de fortes doses d'engrais organiques facilement minéralisables. On pourrait alors à l'extrême retrouver des problèmes vis-à-vis de la qualité de l'eau similaires à ceux des systèmes céréaliers conventionnels. Aujourd'hui le coût important de ces engrais organiques utilisables en AB réduit le développement de telles pratiques.

- L'utilisation importante et régulière de cuivre pour lutter contre les champignons pathogènes, notamment en viticulture. Le cuivre peut s'accumuler dans l'horizon superficiel du sol et être entraîné par érosion vers les eaux superficielles. Ce risque existe aussi dans les systèmes viticoles conventionnels qui, en plus du cuivre, entraîneront également des pesticides vers les eaux de surface.

Chacune de ces limites peut être gérée par une réflexion autour de la rotation des cultures, des dates d'épandages des matières organiques et également par des pratiques de couverture des sols en hiver et par des inter-cultures. L'enherbement des vignes et des vergers est également un levier important afin de limiter les risques d'érosion et d'entraînement des métaux lourds vers les eaux superficielles. Il faudrait également composter systématiquement les effluents d'élevage, développer les cultures intermédiaires pièges à nitrates (y compris lors des inter-cultures courtes) et préconiser le retournement hivernal voire printanier des prairies temporaires afin d'implanter une culture de printemps derrière la prairie (Feuillette et Benoit, 2016). Tous ces leviers ne sont pas spécifiques aux systèmes biologiques et pourraient également être plus utilisés en agriculture conventionnelle.

Malgré ces limites soulignées ici, différents auteurs s'accordent pour dire qu'il est important de convaincre les décideurs publics de l'intérêt d'inciter fortement au développement de l'AB dans les bassins produisant des ressources en eau destinées à l'alimentation humaine, eaux potables, de sources ou eaux minérales (Benoit et Larramendy, 2003 ; Vincent 2016). En effet, de nombreuses études ont démontré par modélisation et par extrapolation de *scenarii* de conversion à l'AB de territoires entiers les bénéfices de ces conversions massives. Thieu et al., (2011) en modélisant le passage à 100% du territoire du bassin versant de la Seine, de la Somme et de l'Escault ont montré une diminution nette de la contamination azotée des aquifères et des eaux de surface, ainsi qu'une restauration de la qualité de l'eau. Ce résultat ne pourrait pas être atteint par la seule optimisation des pratiques conventionnelles (meilleure couverture des sols, meilleure gestion et pilotage de la fertilisation azotée) qui permettrait uniquement de stabiliser la situation mais pas d'obtenir une réelle amélioration de la qualité de l'eau (Thieu et al., 2011). Le scénario s'appuyant sur l'AB permettrait également de réduire de manière significative le risque des blooms d'algues (Thieu et al., 2011). Feuillette et Benoit (2016) ont également montré qu'un meilleur raisonnement de la fertilisation azotée dans les systèmes conventionnels de l'aire d'alimentation de captage (AAC) de Flins-Aubergenvielle, couplé à l'introduction de cultures pièges intermédiaires à nitrates, permettrait de réduire durablement la concentration nitrique de l'AAC (à long terme étant donné le temps de transit de transit des eaux, soit en 2080) mais ces concentrations resteraient toutefois entre 40 et 65 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> /l selon les zones. Les résultats sont plus probants dans un scénario de conversion massive à l'AB qui aurait en plus à terme un impact positif sur la concentration en pesticides des eaux souterraines. Il apparaît ainsi que des *scenarii* de conversion massive à l'AB sur des territoires sont bien le levier le plus efficace pour reconquérir la qualité des eaux souterraines et de surface même si certaines pratiques utilisées en AB, en maraîchage et lors du retournement des prairies temporaires nécessitent des précautions.

## VII. Références bibliographiques

Aarts, H.EM., CONIJN, J.G., CORRE, W.J., 2001 Nitrogen fluxes in the plant component of the 'De Marke' farming system, related to groundwater nitrate content. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 49 (2001) : 153-162

Agence Bio, 2018. L'agriculture biologique, un accélérateur économique, à la résonance sociale et sociétale. Dossier de presse, 31-05-2018.

Agneessens, L., De Waele, J., De Neve, S., 2014 Review of Alternative Management Options of Vegetable Crop Residues to Reduce Nitrate Leaching in Intensive Vegetable Rotations. *Agronomy*, 4(4) : 529-555. doi:10.3390/agronomy4040529

Agreste, 2012a. Pratiques phytosanitaires dans la viticulture en 2010. *Agreste Primeur* – N° 289, Octobre 2012.

Agreste, 2012b. Pratiques phytosanitaires dans la viticulture en 2010. *Agreste Primeur* – N° 288, Octobre 2012.

Agreste, 2013. Enquête sur les pratiques culturales en viticulture 2013, *Agreste Chiffres et Données Agriculture* n° 243.

Agreste, 2014. Enquête Pratiques phytosanitaires en arboriculture 2012. Nombre de traitements. Les Dossiers N°22 – Décembre 2014.

Agreste, 2016a. Données nationales sur les élevages français.

Agreste, 2016b. <http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/pratiques-culturales/viticulture-565/>

Alaphilippe, A., Simon, S., Brun, L., Hayer, F., Gaillard, G., 2013. Life cycle analysis reveals higher agroecological benefits of organic and low-input apple production. *Agronomy for Sustainable Development*, 33 (3) : 581-592.

Alter Agri, 2007. La bio : un choix pour une eau de qualité. Mars-Avril 2007, n°2. pp. 7-13.

Amossé, C., Jeuffroy, M.H., Mary, B., David, C., 2014. Contribution of relay intercropping with legume cover crops on nitrogen dynamics in organic grain systems *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Volume 98 (1) : 1–14.

Anglade, J., 2015. Agriculture biologique et qualité des ressources en eau dans le bassin de la Seine : caractérisation des pratiques et applications territorialisées. *Sciences de la Terre*. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, 2015. Français.

Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., 2015a. Relationships for estimating N<sub>2</sub> fixation in legumes : incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe *March 2015*, 6(3), article 37, 1-24.

Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., Makridis, T., Puech, T., Tittel, C., 2015b. Nitrogen soil surface balance of organic vs conventional cash crop farming in the Seine watershed. *Agricultural Systems*, 139 : 82-92.

Anglade, J., Ramos-Medina, M., Billen, G., Garnier, J., 2016. Organic market gardening around the Paris agglomeration : agro-environmental performance and capacity to meet urban requirements. *Environmental Science Pollution Research*, pp. 1-10. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6544-1>.

Anses, 2011. Avis de l'Anses : dossier 2007 – 1911 Bouillie Bordelaise CAFFARO WG.

Anses, 2012. Dossier n° 2012-2604. Soufre Sublime AFEPASA.

Barataud, F., Foissy, D., Fiorelli, J.L., Beaudoin, N. et Billen, G., 2015 : Conversion of a Conventional to an Organic Mixed Dairy Farming System: Consequences in Terms of N Fluxes. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, doi:10.1080/21683565.2015.1067940.

Benoit, M, Larramendy S., Foissy D., Rouyer G., Caudy L., Bazard C., Bernard P-Y , 2003 : Agriculture biologique et qualité des eaux : depuis des observations et enquêtes à des tentatives de modélisation en situation de polyculture élevage in séminaire sur les recherches en agriculture biologique INRA – ACTA. Draveil ; 20 et 21 novembre 2003.

Benoit, M., 2014. Les fuites d'azote en grandes cultures céréalières – Lixiviation et émissions atmosphériques dans des systèmes biologiques et conventionnels du bassin de la Seine (France). Thèse de l'Univ. P & M Curie, 181pp.

Benoit, M., Garnier, J., Anglade, J., Billen, G., 2014. Nitrate leaching from organic and conventional arable crop farms in the Seine Basin (France). *Nutr. Cycl. Agroecosystems*, 100: 285–299. doi:10.1007/s10705-014-9650-9.

Benoit, M., Josette, G., Billen, G., Tournebize, J., Gréhan, E., Bruno, M., 2015. Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an organic and a conventional cropping system (Seine basin, France). *Agriculture Ecosystems and Environment*, 213: 131–141.

Berry D, 2013. Approche technico-économique des systèmes de productions maraichères diversifiées, SERAIL, chambre d'agriculture Rhône-Alpes.

Berthier, C. et Chovelon, M., 2013. Dossier technique: Argumentaire pour le maintien d'une dose efficace de cuivre en viticulture. ITAB – 30p. <http://www.itab.asso.fr/downloads/viti/dossier-cuivre.pdf>.

Bourdais, J.L., 1999. Utilisation d'indicateurs pour évaluer l'impact sur l'environnement de l'agriculture – Application à l'agriculture biologique en Aquitaine. *Ingénieries – EAT, IRSTEA édition*, pp 3 – 15.

Cameron, K.C., Di, H.J., Moir, J.L., 2013. Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. *Annals of Applied Biology*, 162: 145–173. ISSN 0003-4746.

Caplat, J., 2006. Mise en place et analyse d'une collecte de données agro-environnementales sur les pratiques de l'Agriculture Biologique. FNAB, 73p.

Cederberg, C. et Flysjö, A., 2004. Life Cycle Inventory of 23 Dairy Farms in South-Western Sweden SIK-rapport Nr 728 2004. 63p. ISBN 91-7290-237-X.

Cluzeau D., Guo Z.T., Chaussod R., Fedoroff N., Normand M., Perraud A., Valentin G., 1994. Interactions between soil, biological activities and organic matter enrichments in Champagne soils. In Transactions of the 15 World Congress of Soil Science (Eds Etchevers J.D. & Aguilar A.), INEGI & CNA Publishing, Mexico, Mex. Vol. 4b, p.149-150.

Constantin J, Beaudoin N, Laurent F, Cohan, J.P., Duyme, F., Mary, B., 2011. Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization. *Plant and Soil* 341 : 137–154. doi: 10.1007/s11104-010-0630-9.

Corabio, 2015. La Bio en Rhône-Alpes. Repères, 2014. 27p

Crews, T. E., & Peoples, M. B. (2005). Can the synchrony of nitrogen supply and crop demand be improved in legume and fertilizer-based agroecosystems? A review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 72(2), 101–120. <https://doi.org/10.1007/s10705-004-6480-1>.

David C, Abecassis J, Carcea M, Celette F, Friedel J, Hellou G, Hiltbrunner J, Messmer M, Narducci V, Peigné J, Sansom MF, Schweinzer A, Thomsen I, Thommen A., 2013. Organic bread wheat production and market in Europe. In Lichtfouse E. (ed). *Sustainable Agriculture Reviews*, 11 : 43-62.

De Haan, J et Verstegen, H., 2014. Effects of organic matter input on nitrate leaching and crop yield in arable and vegetable cropping on sandy soil in the Netherlands. The nitrogen challenge : building a blueprint for nitrogen use efficiency and food security. *Proceedings of the 18th Nitrogen Workshop* Edited by Cláudia S. C. Marques dos Santos Cordovil. Lisboa, Portugal, 30th June – 3rd July 2014, pp. 402-403. ISBN: 978-972-8669-56-0.

Demurtas, C.E., Seddaiu, G., Ledda, L., Cappai, C., Doro, L., Carletti, A., Roggero, P.P., 2016. Replacing organic with mineral N fertilization does not reduce nitrate leaching in double crop forage systems under Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Volume 219 : 83-92.

Directive n° 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (JOCE n° L 330 du 5 décembre 1998 et rectific. JOCE n° L 111 du 20 avril 2001).

Drinkwater, L.E., Wagoner, P., Sarrantonio, M., 1998. Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature*, 396 (6708) : 262-265.

Eriksen, J., Askegaard, M., Kristensen, K., 1999. Nitrate leaching in an organic dairy/crop rotation as affected by organic manure type, livestock density and crop. *Soil Use and Management*, 15 : 176-182.

Eriksen, J., Askegaard, M., Kristensen, K., 2004. Nitrate leaching from an organic dairy crop rotation : the effects of manure type, nitrogen input and improved crop rotation *Soil Use and Management*, 20 : 48-54.

Eriksen, J., Askegaard, M., Sjøgaard, K., 2008. Residual effect and nitrate leaching in grass-arable rotations: effect of grassland proportion, sward type and fertilizer history. *Soil Use and Management*, 24 : 373–382.

Etienne, R., 2015. Maraîchage et qualité de l'eau. Rapport de stage, 4ème année, AgroCampus Ouest – ISARA-Lyon. 90p

Fangueiro Pereira, J., Coutinho, J., Moreira, N., Trindade, H., 2008. NPK farm-gate nutrient balances in dairy farms from Northwest Portugal. *European Journal of Agronomy*. Volume 28 (4) : 625-634.

Feuillette, S. et Benoit, M., 2016. Quelle(s) agriculture(s) pour une eau de qualité ? *Agronomie, Environnement & Sociétés*, Volume n°6 Juin 2016 / numéro 1. pp. 49-57.

FNAB, 2018: <https://www.produire-bio.fr/cest-quoi-la-bio/le-cahier-des-charges/elevage/>

Foissy, D., Vian, J.F., David, C., 2013. Managing nutrient in organic farming system: reliance on livestock production for nutrient management of arable farmland. *Organic Agriculture*, 3 : 183–199. DOI 10.1007/s13165-014-0060-8.

Francis, G.S., Haynes, R.J., Sparling, G.P., Ross, D.J., Williams, P.H., 1992. Nitrogen mineralization, nitrate leaching and crop growth following cultivation of a temporary leguminous pasture in autumn and winter. *Fertilizer Research*. Volume 33 (1) : 59–70. doi: 10.1007/BF01058010.

Garnier, J., Anglade, J., Benoit, M., Billen, G., Puech, T., Ramarson, A., Passy, P., Silvestre, M., Lassaletta, L., Trommenschlager, J.M., Schott, C., Tallec, G., 2016. Reconnecting crop and cattle farming to reduce nitrogen losses to river water of an intensive agricultural catchment (Seine basin, France): past, present and future. *Environmental Science & Policy*, 63: 76–90. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.019>.

Girardin, P. et Sardet, E., 2003. Impacts environnementaux des prescriptions du cahier des charfes de l’Agriculture Biologique. 16p.

Haas, G., Berg, M., Koepke, U., 2002. Nitrate leaching: comparing conventional, integrated and organic agricultural production systems. In *Agricultural Effects on Ground and Surface Waters*. Steenvorden, J., F. Claessen & J. Willems, eds., Intern. Association of Hydrological Sciences, IAHS Publ. no. 273, Oxfordshire, UK, 131-136.

Hansen, B., Kristensen, E.S., Grant, R., Høgh-Jensen, H., Simmelsgaard, S.E., Olesen, J.E., 2000. Nitrogen leaching from conventional versus organic farming systems — a systems modelling approach. *European Journal of Agronomy*. Volume 13, 65–82.

Hao, X.Z., Zhou, D.M., Chen, H.M., Dong, Y.H., 2008. Leaching of Copper and Zinc in a Garden Soil Receiving Poultry and Livestock Manures from Intensive Farming. *Pedosphere*, 18 (1) : 69–76.

INERIS, 2005. Cuivre et ses dérivés – Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS –DRC-02-25590-02DF54.doc. Version N°1-5-mars 05.

Guyomard, H., (sous la direction de), 2013. Vers des agricultures à hautes performances. Volume 1. Analyse des performances de l’agriculture biologique. INRA. 368 pages.

Kanayarushoki, C., van der Werf, H., Corson, M., Roger, F., 2011. Evaluation environnementale de systèmes de productions laitiers : comparaison des systèmes conventionnels et biologiques avec l’outil EDEN. *Sciences Eaux et Territoires*, n°4, pp. 32-37.

Kelm, M., Loges, R., Taube, F., 2008. Comparative analysis of conventional and organic farming systems : Nitrogen surpluses and nitrogen losses. 16th IFOAM Organic World Congress, Modena, Italy, June 16-20, 2008. Archived at <http://orgprints.org/view/projects/conference.html>.

- Komarek, M., Čadková, E., Chrastný, V., Bordas, F., Bollinger, J.C., 2010. Contamination of vineyard soils with fungicides : A review of environmental and toxicological aspects. *Environment International*, 36 : 138–151. doi:10.1016/j.envint.2009.10.005.
- Korsaeth, A., et Eltun, R. 2000. Nitrogen mass balances in conventional, integrated and ecological cropping systems and the relationship between balance calculations and nitrogen runoff in an 8-year field experiment in Norway. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 79 : 199–214.
- Kramer S.B., Reganold J.P., Glover J.D., Bohannon B.J.M., Mooney H.A., 2006. Reduced nitrate leaching and enhancing denitrifier activity and efficiency in organically fertilized soils. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103 : 4522–4527.
- Kristensen, S.P., Mathiasen, J., Lassen, J., 1994. A Comparison of the Leachable Inorganic Nitrogen Content in Organic and Conventional Farming Systems. *Acta Agric Scand Sect B - Soil and Plant Science*, 44 : 19–27. doi: 10.1080/09064719409411253.
- Kumm, K.I., 2002. Sustainability of organic meat production under Swedish conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 88 (1) : 95–101.
- Le Noë, J., Billen, G., Esculier, F., Garnier, J., 2018. Long-term socioecological trajectories of agro-food systems revealed by N and P flows in French regions from 1852 to 2014. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 265 : 132-143. doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.006.
- Lejon, D.P.H., Martins, J.M.F., Lévêque, J., Spadini, L., Pascault, N., Landry, D., Milloux, M.J., Nowak, V., Chaussod, R. et Ranjard, L., 2008. Copper Dynamics and Impact on Microbial Communities in Soils of Variable Organic Status. *Environ. Sci. Technol.*, 42 : 2819-2825. doi.org/10.1021/es071652r.
- Mitchell, R.D. J., Harrison, R., Russell, K.J., Webb, J., 2000. The effect of crop residue incorporation date on soil inorganic nitrogen, nitrate leaching and nitrogen mineralization. *Biological and Fertility of Soils*, 32 : 294–301.
- Mondelaers, K., Aertsens, J., Van Huylenbroeck, G., 2009. A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. *Br. Food J.* 111 (10) : 1098–1119. <http://dx.doi.org/10.1108/00070700910992925>.
- Navel, A., 2011. Distribution, spéciation, impact et transfert du cuivre dans un sol sous vigne : rôle de la structuration spatiale et du statut organique. *Sciences de la Terre*. Université de Grenoble.
- Neeteson, J.J., Booi, R., Whitemore, A.P., 1999. A review on sustainable nitrogen management in intensive vegetable production systems. *Proceeding workshop Eco. Aspects. Veg. Fert. Integr. Crop Prod. in the Field*. Eds Burns, Bending & Mulholland. *Acta Hort.* 506, ISHS 1999.
- Quintern, M. et Sundrum, A., 2016. Ecological risks of outdoor pig fattening in organic farming and strategies for their reduction—Results of a field experiment in the centre of Germany *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 117 : 238–250.
- Rat, A., Ledoux, E., et Viennot, P., 2006. Transferts de pesticides vers les eaux souterraines, modélisation à l'échelle d'un bassin versant : cas d'étude du bassin amont de la Vesle. 116p. *Rapport d'activité 2005 du Programme PIREN-Seine*.

Salou, V., 2015. Evaluation de la performance et de la durabilité d'un système de culture innovant en agriculture biologique. Mémoire de fin d'études, AgroCampus Ouest – Université Rennes I. 29 pages.

Sohn, S.M., Kim, Y.H., Yoon, D.H., Kuecke, M., 2005. Leaching of mineral nitrogen, organic nitrogen and phosphorus in conventional & organic farming in Korean greenhouse. ISOFAR : proceedings of the Conference « Researching Sustainable Systmes », Adelaïde, 2005. pp. 567-570.

Stolze, M., Piorr, A., Häring, A.M., Dabbert, S., 2000. Environmental Impacts of Organic Farming in Europe. Universität Hohenheim, Stuttgart-Hohenheim.

Sundrum, A., 2001. Organic livestock farming. A critical review. *Livestock Production Science*, 67 : 207–215.

Thorup-Kristensen, K., Dresbøll, D.B., Kristensen, H.L., 2012. Crop yield, root growth, and nutrient dynamics in a conventional and three organic cropping systems with different levels of external inputs and N re-cycling through fertility building crops. *European Journal of Agronomy*, 37 : 66–82.

Tuomisto H.L., Helenius J., 2008. Comparison of energy and greenhouse gas balances of biogas with other transport biofuel options based on domestic agricultural biomass in Finland. *Agricultural Food Science*, 17 : 240–251. doi: 10.2137/145960608786118857.

Tuomisto, H.L., Hodge, I.D., Riordan, P., Macdonald, D.W., 2012. Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management*, 112 : 309-320. doi: 10.1016/j.jenvman.2012.08.018.

Vincent A., 2016. L'agriculture biologique comme réponse à la pollution de l'eau. Apports de la géographie pour comprendre les dynamiques en cours. Thèse de doctorat en Géographie, Aménagement, Urbanisme, Université Lumière Lyon 2, 433p.

Wyland, L.J., Jackson, L.E., Chaney, W.E., Klonsky, K., Koike, S.T., Kimple, B., 1996. Winter cover crops in a vegetable cropping system: Impacts on nitrate leaching, soil water, crop yield, pests and management costs. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 59 : 1–17.