

ÉVALUATION DES MESURES ÉCOLOGIQUES DOMAINES DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE



Editeurs: Felix Herzog et Walter Richner

Auteurs	Samuel Cornaz ² , Michel Decrem ¹ , René Flisch ¹ , Felix Herzog ¹ , Patrick Lazzarotto ¹ , Jens Leifeld ¹ , Paul Liechti ² , Harald Menzi ³ , Reto Mural ² , Jakob Nievergelt ¹ , Volker Prasuhn ¹ , Walter Richner ¹ , Ernst Spiess ¹
Collaboration	Karim Abbaspour ⁴ , Natalie Aschwanden ¹ , Otto Barmettler ⁵ , Josef Blum ⁵ , Markus Braun ¹ , Ernst Butscher ⁶ , Hans Conradin ¹ , Cornelia Crespi ⁶ , Fritz Denoth ¹ , Hannes Flühler ⁷ , Kaspar Grünig ¹ , Peter Herzog ⁶ , Peter Hofer ⁸ , Olivier Huguenin ¹ , Armin Keller ¹ , Bernhard Koch ⁵ , Reto Mani ¹ , Hansrudolf Oberholzer ¹ , Martin Ramsauer ¹ , Ömer Resitoglu ¹ , Christian Stamm ⁴ , Werner Stauffer ¹ , Wolfgang Sturny ⁸ , Caroline Wüthrich-Steiner ¹
Institutions	¹ Agroscope FAL Reckenholz ² Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage OFEFP ³ Haute école suisse de l'agronomie HESA ⁴ Institut fédéral de recherches pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux EAWAG ⁵ Dienststelle Landwirtschaft und Wald, Canton de Lucerne ⁶ Dienststelle Umwelt und Energie, Canton de Lucerne ⁷ Eidg. Technische Hochschule Zürich, Institut für terrestrische Ökologie ETHZ ITÖ ⁸ Office de l'agriculture et de la nature, Canton de Berne

Impressum

ISSN	1421-4393 Schriftenreihe der FAL
ISBN	3-905608-81-2
Editeur	Agroscope FAL Reckenholz Station fédérale de recherches en agroécologie et agriculture Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zurich Tél. +41 (0)44 377 71 11, Fax +41 (0)44 377 72 01 info@fal.admin.ch, www.reckenholz.ch
Rédaction	Gregor Klaus, CH-4467 Rothenfluh Denise Tschamper, Iris Klaus et Claudia Frick, Agroscope FAL Reckenholz
Maquette	Ursus Kaufmann, Agroscope FAL Reckenholz; Iris Turke, CH-9506 Lommis
Prix	CHF 40.00 / € 30.00; TVA incl.
Copyright	Agroscope FAL Reckenholz 2005 Cette étude est aussi publiée en allemand

Table des matières

Avant-propos	5
Résumé	7
Azote	7
Phosphore	8
Efficacité des mesures des PER et recommandations	9
Zusammenfassung	10
Stickstoff	10
Phosphor	11
Wirksamkeit der Massnahmen des ÖLN und Empfehlungen	12
Summary	13
Nitrogen	13
Phosphorous	14
Effectiveness of PEP measures and recommendations	15
1 Introduction	17
Objectifs agroécologiques	17
Mesures agroécologiques	18
Mandat et structure du projet d'évaluation	19
Fiabilité et limites de l'évaluation	20
Partie I: Evaluation de l'azote	23
2 L'azote dans l'agriculture	24
3 Le bilan de l'azote en Suisse	26
Exactitude des calculs	27
Bilan de l'azote en 2002	27
Evolution des entrées et des sorties dans le bilan de l'azote de 1975 à 2002	29
Evolution de l'excédent d'azote de 1975 à 2002	30
4 Teneurs en nitrates des eaux souterraines en Suisse	32
Stations de mesures et exploitation du sol	33
Limites de la fiabilité	33
Base de données	34
Etat de la situation 2002/2003	34
Répartition des teneurs en nitrates en fonction de l'utilisation du sol	36
Evolution dans le temps des teneurs en nitrates dans les eaux souterraines depuis 1989	36
Discussion et évaluation	38
Evolution des teneurs en nitrates depuis 1989	39
Réalisation de l'objectif	39
Perspectives et recommandations	40

5 Lixiviation des nitrates et évolution de la teneur des eaux souterraines en nitrates dans le canton de Berne	41
Sélection des captages d'eau	42
Evaluation statistique	43
Evolution des teneurs en nitrates	43
Causes de la baisse des teneurs en nitrates	46
Réalisation de l'objectif	46
Conclusions	47
6 Analyse de scénarios pour évaluer les effets de mesures écologiques visant à réduire la lixiviation nitrique en culture assolée	49
Matériels et méthodes	49
Résultats et discussion	55
Conclusions	56
7 Emissions d'ammoniac provenant de l'agriculture suisse	59
Matériel et méthodes	60
Effet des PER sur les émissions d'ammoniac	62
Evaluation de la réalisation de l'objectif et pronostics	64
Perspectives et recommandations	65
8 Emissions de gaz hilarant provenant de l'agriculture suisse	66
La méthode d'inventaire des gaz à effet de serre	66
Origine et évolution des émissions de gaz hilarant issues de l'agriculture	68
Effet des PER et pronostics	69
9 Effet des mesures écologiques sur les émissions d'azote provenant de l'agriculture suisse	70
Réalisation des objectifs	70
Contribution des différentes mesures des PER	72
Autres facteurs d'influence	73
Connaissances tirées d'autres projets	74
Perspectives et recommandations	74
Besoins d'évaluation	76
Besoins de recherche	77
 Partie II: Evaluation du phosphore	 79
 10 Le phosphore dans l'agriculture	 80
La teneur en phosphore du sol	80
Le phosphore dans l'agriculture	81
Le phosphore dans l'environnement	81
Mesures de réduction de la charge en phosphore	81
11 Le bilan du phosphore en Suisse	82
Evolution des entrées et sorties de P entre 1975 et 2002	83
Evolution de l'excédent de P entre 1975 et 2002	84

12 Le phosphore dans les eaux de surface	86
Méthode	87
Evolution de la teneur en phosphore dans les lacs	88
Evolution de la teneur en phosphore des cours d'eau	89
Simulation mathématique	90
Résumé	93
13 Ruissellement du phosphore des herbages du bassin versant du lac de Sempach	95
Evolution dans l'agriculture	96
Les bilans de P	98
Teneur en phosphore du sol	99
Mesure du phosphore dans le ruisseau du Lippenrüti	100
Relation entre l'agriculture et la charge de phosphore dans le ruisseau du Lippenrüti	103
Influence des mesures écologiques	105
Conclusion et perspectives	106
14 Charge des eaux de surface en phosphore due à l'érosion	108
Méthode	109
Evolution de l'occupation du sol et des modes d'exploitation du terrain	109
Résultats des relevés des dommages causés par l'érosion	110
Résultats des calculs de simulation	114
Comparaison de la simulation et des observations des dommages causés par l'érosion	115
Apport de phosphore dans les eaux	115
Transmissibilité des résultats	116
Influence des mesures écologiques	117
Conclusions et perspectives	118
15 Impact des mesures écologiques sur les pertes de phosphore du secteur agricole suisse	120
Objectifs à atteindre	120
Le bilan national du phosphore	120
Qualité des eaux de surface	121
Contribution des différentes mesures écologiques	122
Autres facteurs d'influence	122
Connaissances tirées d'autres projets	124
Perspectives et recommandations	124
Besoins d'évaluation et de recherches	126
Abréviations	129
Publications	131

Avant-propos

L'agriculture se doit de produire des denrées alimentaires saines tout en protégeant et en ménageant les ressources naturelles. Dans de nombreux cas, les objectifs de production et de protection de l'environnement sont néanmoins en conflit. L'utilisation des engrais en est un exemple typique. Les plantes ont besoin de suffisamment d'éléments nutritifs pour pouvoir se développer correctement, mais les engrais peuvent polluer l'environnement, que ce soit lors de leur production ou de leur application. Les principaux éléments nutritifs des plantes sont l'azote et le phosphore. L'azote est certes disponible en quantité presque illimitée dans l'atmosphère, mais la production d'engrais minéraux azotés demande énormément d'énergie. Les réserves de phosphore sont quant à elles limitées. C'est pourquoi ces deux ressources doivent être ménagées. L'utilisation de l'azote et du phosphore présente également des risques écologiques, car ces deux éléments nutritifs polluent l'eau et l'air s'ils sont épanchés en trop grosses quantités et de façon inappropriée. Il est donc capital de les employer de façon raisonnée pour protéger l'environnement et maintenir la productivité de l'agriculture sur le long terme.

C'est dans cette optique que la Confédération a introduit les prestations écologiques requises (PER) pour l'agriculture. Parallèlement, des objectifs environnementaux ont également été définis. Des mesures appliquées dans l'agriculture doivent permettre de réduire la charge des eaux en phosphore et en nitrates, mais aussi de diminuer les émissions d'azote issues de l'agriculture et qui se volatilisent dans l'atmosphère sous forme d'ammoniac. La réalisation des PER est la condition sine qua non pour que les agricultrices et les agriculteurs perçoivent les paiements directs. Depuis 1993, les prestations qui vont au-delà des exigences légales minimales fixées par les PER sont en outre indemnisées par des paiements directs écologiques supplémentaires. Dans l'ensemble, l'Etat consacre 2,5 milliards de francs chaque année à l'agriculture pour les PER et les paiements directs écologiques.

Agroscope FAL Reckenholz, en partenariat avec d'autres instituts, a été chargée d'étudier l'effet des mesures écologiques de la Confédération et d'évaluer la réalisation des objectifs environnementaux. Le présent cahier réunit les résultats de nos recherches. Un autre cahier publié simultanément est consacré à l'effet des mesures écologiques sur la biodiversité.

Nous espérons que ce travail pourra contribuer au développement des PER et à l'amélioration de la qualité de l'environnement. Nos recherches indiquent quels sont les domaines où des progrès ont été réalisés et quels sont ceux où des efforts restent encore à faire. Disposer d'une eau potable de qualité est une condition vitale pour l'homme. La qualité des eaux souterraines et des eaux superficielles doit donc être préservée. Les problèmes qui demeurent doivent être abordés et résolus localement.

Octobre 2005

Agroscope FAL Reckenholz
Station fédérale de recherches en agroécologie

A handwritten signature in black ink, consisting of several loops and a long horizontal stroke at the end.

Paul Steffen, Directeur

Résumé

Evaluation des mesures écologiques – domaines de l'azote et du phosphore

En 1993, la Confédération a introduit les paiements directs écologiques. Depuis 1999, les exploitations agricoles doivent fournir les prestations écologiques requises (PER) pour bénéficier des paiements directs. Aujourd'hui, 97 % de la surface agricole utile est exploitée selon les règles des PER.

Les principales mesures des PER qui ont une influence sur les flux de phosphore et d'azote sont le bilan de fumure équilibré dans l'ensemble de l'exploitation, ainsi que les mesures appropriées de protection du sol. D'autres exigences des PER (assolement régulier, part équitable des surfaces de compensation écologique, garde des animaux de rente respectueuse de l'espèce) peuvent également avoir une influence, mais leur importance pour les pertes de N et de P est plutôt de second ordre.

Les PER sont sensées permettre d'atteindre différents objectifs environnementaux (tab. 1). Par rapport à 1990–92, le but est de réduire les excédents des bilans nationaux d'azote et de phosphore de 33 et 50 % d'ici 2005, de faire baisser de 5 mg/l la teneur des eaux souterraines en nitrates et de diviser par deux la pollution des eaux de surface par le phosphore provenant de l'agriculture.

La réalisation de ces objectifs a été contrôlée à l'aide de projets d'évaluation. Ces derniers ont été lancés au milieu des années 1990 et comprenaient des éléments de monitoring nationaux (bilans nationaux de N et de P, «Réseau national d'observation de la qualité des eaux souterraines» NAQUA, «Surveillance nationale en continu des cours d'eau suisses» NADUF), ainsi que deux études de cas pour l'azote (N) et deux pour le phosphore (P), afin d'étudier les relations de causes à effets. De vastes programmes de mesures et d'observation ont été réalisés et évalués. Enfin, on a également eu recours à des simulations et à des calculs de scénarios.

Azote

L'évolution dans le temps de l'excédent d'azote dans l'agriculture suisse a été étudiée à l'aide du bilan des entrants et sortants. De 1980 à 2002, l'excédent a baissé de 38'000 t N, ce qui s'explique notamment par la réduction des importations d'aliments fourragers, la diminution des retombées atmosphériques d'azote et enfin par l'utilisation moins importante des engrais minéraux. Toutefois, plus aucune baisse n'a été enregistrée depuis 1997. C'est pourquoi il devrait être difficile d'atteindre l'objectif qui vise à réduire l'excédent d'azote de 43'000 t N entre 1990–92 et 2005. En effet, jusqu'en 2004, la réduction était seulement d'environ 16'000 t N (tab. 1).

Les émissions d'ammoniac constituent le vecteur de pertes d'azote le plus important, sachant que la majeure partie des pertes se produit en liaison avec la détention animale et la gestion des engrais de ferme. De 1990 à 2000, les émissions d'ammoniac issues de l'agriculture ont baissé de 51'700 à 41'300 t N. L'objectif de réduction était donc déjà plus qu'atteint à ce stade. Les émissions de gaz hilarant ont elles aussi reculé entre 1990 et 2002, de 9'240 à 8'290 t N₂O. Le recul des émissions d'ammoniac et de gaz hilarant est dû à l'utilisation plus limitée d'engrais minéraux depuis 1993, ainsi qu'à la réduction de l'effectif de bétail et donc à la réduction de la production d'engrais de ferme depuis 1990. Pour arriver à réduire davantage les émissions d'azote sous forme gazeuse, c'est essentiellement au niveau de l'effectif de bétail qu'il faudrait intervenir (baisse du nombre d'animaux et/ou augmentation de l'efficacité en matière de gestion des engrais de ferme).

Les teneurs en nitrates de captages d'eau potable situés dans des bassins versants exploités à des fins agricoles ont baissé d'env. 3 à 4 mg/l NO₃⁻ entre 1990–92 et 2002–03.

Tableau 1. Objectifs environnementaux dans les domaines de l'azote et du phosphore, qui doivent être atteints d'ici 2005 (base 1990–92), et degré de réalisation des objectifs

Azote: objectifs relevant de la mise en œuvre / émissions	Référence	Réalisation de l'objectif
Réduction de 33 % de l'excédent du bilan national des entrants et sortants	OFAG (1999)	Réduction seulement d'env. 15 % jusqu'en 2004
Réduction des émissions d'ammoniac de 9 % par rapport à 1990, soit une baisse de près de 4'800 t N	Feuille fédérale (2002)	Réduction de 20 % en 2000 déjà
Azote: objectifs liés aux effets à atteindre / immissions		
Charge en NO ₃ ⁻ réduite de 5 mg/l dans les captages des eaux souterraines et des eaux de source, sélectionnés et représentatifs	OFAG (1999)	Recul de 3–4 mg NO ₃ ⁻ /l jusqu'en 2002/03
Dans 90 % des captages d'eau potable dont les bassins versants sont situés dans des zones agricoles, la teneur de l'eau en nitrates est inférieure à 40 mg/l	Feuille fédérale (2002)	L'objectif était atteint en 2002/03
Phosphore: objectif relevant de la mise en œuvre / émissions		
Réduction de 50 % de l'excédent du bilan national des entrants et sortants	OFAG (1999), Feuille fédérale (2002)	L'objectif a été atteint en 1996, réduction de 65 % en 2002
Phosphore: objectif lié aux effets à atteindre / immissions		
Réduction de 50 % de la charge des eaux de surface en phosphore provenant de l'agriculture	OFAG (1999)	Réduction de seulement 10 à 30 % maximum

OFAG, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Berne, Office fédéral de l'agriculture.

Feuille fédérale, 2002. Message concernant l'évolution future de la politique agricole (Politique agricole 2007). Chancellerie fédérale, FF V (02.046), 4395–4682.

L'objectif de réduction de 5 mg/l sera vraisemblablement manqué de peu. En revanche, on est parvenu à ce que 90 % des captages d'eau potable affichent des teneurs en nitrates inférieures à 40 mg/l. Toutefois, le fait que des captages fortement pollués par les nitrates aient été mis hors service pendant la période d'étude a également permis d'atteindre cet objectif.

Phosphore

Le développement dans le temps des excédents de phosphore provenant de l'agriculture suisse a été étudié à l'aide d'un bilan des entrants/sortants. Entre 1980 et 2002, l'excédent a diminué d'environ de 23'000 t, ce qui est principalement dû à la réduction de l'utilisation des engrais minéraux et à la diminution des importations fourragères. L'objectif d'une réduction de l'excédent de P autour de 9'400 t était déjà atteint en 1996 (tab. 1). Bien que les bilans de P de 97 % des exploitations agricoles suisses soient censés être équilibré, il y a toujours actuellement un excédent annuel de P d'à peu près 6'000 t.

La qualité des eaux superficielles par rapport au phosphore s'est nettement améliorée ces dernières décennies, en particulier dans les grands lacs. Cette évolution est en premier lieu due au raccordement d'une grande partie des ménages et des industries aux stations d'épuration, à l'amélioration des performances d'épuration des dites stations d'épuration et à l'interdiction d'utilisation des phosphates dans les lessives. Il est difficile de déterminer la part de l'agriculture dans cette évolution satisfaisante. La charge de P des eaux superficielles est principalement due à l'érosion (avant tout des terres assolées) et au ruissellement de particules de P solubles (avant tout des herbages). Dans l'étude régionale de Frienisberg (canton de Berne), nous estimons que le recul de l'érosion – et donc de l'apport de P particulière – en raison de l'augmentation des procédés de travail du sol sans labour et de

l'augmentation des cultures dérobées, est de 15 à 30 %. Dans l'étude régionale du ruisseau du Lippenrüti (bassin versant du lac de Sempach, canton de Lucerne), nous avons observé de nets efforts de la part des agriculteurs dans l'affouragement (fourrages à teneur de P réduite) et dans l'épandage du lisier (chapitre 13, tab. 1) et, de ce fait, une légère amélioration de la qualité de l'eau. Toutefois, la couche supérieure du sol est tellement saturée en phosphore que, lors de précipitations, ce dernier peut se dissoudre et ruisseler. Dans ces circonstances, l'amélioration des pratiques agricoles ne peut se faire sentir (ou alors seulement avec une forte latence) sur l'importance du ruissellement de P. Dans l'ensemble, nous estimons que la charge de P des eaux superficielles provenant de l'agriculture a diminué depuis 1990–1992 de 10 à maximum 30 %.

Efficacité des mesures des PER et recommandations

Nous considérons que l'exigence d'un bilan de fumure équilibré dans l'exploitation représente un aspect central de la réduction des excédents d'éléments nutritifs. Les scénarios établis montrent que cette mesure a contribué à une réduction de 5–20 % de la lixiviation des nitrates pour des rendements largement équivalents dans les grandes cultures. Elle a sans aucun doute contribué à ce que les agriculteurs utilisent les engrais de ferme et les engrais minéraux de manière plus réfléchie. C'est pourquoi tout semble indiquer qu'il faille conserver cet instrument pour garantir les améliorations acquises et s'approcher un peu plus des objectifs environnementaux qui n'ont pas encore été atteints (bilan national d'azote, recul de la lixiviation des nitrates et pertes de phosphore). Le bilan de fumure contient différents seuils de tolérance, comme le seuil de tolérance de +10 % pour le solde ou les autres seuils de tolérance pour les pertes de crèches et le bilan du fourrage de base. Ces seuils doivent être vérifiés, car il faut empêcher que les exploitations agricoles les utilisent au maximum chaque année. Ces seuils de tolérance sont probablement la principale explication de l'écart entre les bilans de phosphore équilibrés en valeur nominale dans les exploitations et l'excédent national de 6'000 t P par an. Néanmoins, l'exigence d'un bilan de fumure équilibré dans les exploitations ne suffira pas, à elle seule, à atteindre tous les objectifs environnementaux dans les domaines de l'azote et du phosphore. Des mesures supplémentaires, plus poussées, sont également nécessaires pour augmenter l'efficacité sur le plan de la gestion des éléments nutritifs.

Les mesures de protection du sol se sont également avérées efficaces. A partir des scénarios calculés, nous estimons qu'outre le bilan de fumure équilibré, elles ont, elles aussi, contribué à réduire la lixiviation des nitrates d'environ 10 %. Mais ces mesures contribuent avant tout à limiter l'érosion. L'état de la couverture végétale du sol en hiver, tel qu'il a été obtenu grâce à l'indice de protection des sols, doit être préservé. Si le nouveau règlement technique simplifié de protection du sol dans les PER, en vigueur depuis 2004, devait conduire à une multiplication des jachères nues, à une diminution des cultures dérobées et des prairies temporaires en hiver et de ce fait à une réduction des semis sous mulch, ainsi qu'à une augmentation de l'érosion du sol, il faudrait réintroduire l'indice de protection des sols.

Les teneurs des sols en phosphore sont trop élevées sur de nombreux sites. Ces sites ne peuvent atteindre un niveau d'approvisionnement en phosphore plus respectueux de l'environnement que si la fumure tient compte des résultats des analyses de sol.

Les problèmes régionaux se situent surtout dans les zones de grandes cultures (lixiviation des nitrates) et dans les régions où l'on observe une forte concentration des animaux sur une petite surface (émissions d'ammoniac, eutrophisation des sols et des eaux liée au phosphore). La mise en place de projets supplémentaires selon l'art. 62a de la Loi sur la protection des eaux peut apporter des améliorations dans ces régions. Il faut néanmoins veiller à trouver des solutions durables, qui permettent, d'une part, d'améliorer l'état de l'environnement à long terme et qui soient, d'autre part, socialement tolérables et économiquement efficaces.

Zusammenfassung

Evaluation der Ökomassnahmen – Bereich Stickstoff und Phosphor

1993 führte der Bund ökologische Direktzahlungen ein. Seit 1999 ist die Erbringung des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) durch die Landwirtschaftsbetriebe die Voraussetzung zum Bezug von Direktzahlungen. Heute werden 97 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche nach den Regeln des ÖLN bewirtschaftet.

Die wichtigsten Massnahmen des ÖLN, welche einen Einfluss auf die Stickstoff- und Phosphorflüsse haben, sind die gesamtbetriebliche Nährstoffbilanz, die ausgeglichen zu sein hat, sowie die Durchführung geeigneter Massnahmen zum Bodenschutz. Weitere Anforderungen des ÖLN (geregelter Fruchtfolge, angemessener Anteil an ökologischen Ausgleichsflächen, tiergerechte Haltung der Nutztiere) können ebenfalls einen Einfluss haben, doch ist ihre Bedeutung für die Stickstoff- und Phosphat-Verluste eher zweitrangig.

Mit dem ÖLN sollen verschiedene Umweltziele erreicht werden (Tab. 1). Im Vergleich zu 1990–92 sind bis 2005 die Überschüsse der nationalen Stickstoff- und Phosphorbilanzen um 33 und 50 % zu reduzieren, die Nitratgehalte im Grundwasser um 5 mg/l zu senken und die Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch die Landwirtschaft zu halbieren.

Das Erreichen dieser Ziele wurde mittels Evaluationsprojekten überprüft. Diese wurden Mitte der 1990er Jahre lanciert und bestanden aus nationalen Monitoring-Komponenten (nationale N- und P-Bilanzen, das «Nationale Netz zur Qualitätsbeobachtung des Grundwassers» NAQUA, die «Nationale Daueruntersuchung der schweizerischen Fließgewässer» NADUF) sowie aus je zwei Fallstudien zu Stickstoff (N) und Phosphor (P), in denen die Ursachen-Wirkungsbeziehungen untersucht wurden. Es wurden umfangreiche Mess- und Beobachtungsprogramme durchgeführt und ausgewertet. Ausserdem kamen Simulationsmodelle und Szenarienrechnungen zum Einsatz.

Stickstoff

Die zeitliche Entwicklung des N-Überschusses in der schweizerischen Landwirtschaft wurde mit Hilfe der Input-Output-Bilanz untersucht. Zwischen 1980 und 2002 hat der Überschuss um 38'000 t N abgenommen, was insbesondere auf die geringeren Futtermittelimporte, die Abnahme bei der atmosphärischen N-Deposition sowie den verminderten Mineraldüngereinsatz zurückzuführen ist. Seit 1997 konnte jedoch keine Abnahme mehr verzeichnet werden. Daher dürfte das Ziel einer Verminderung des N-Überschusses um 43'000 t N zwischen 1990–92 und 2005 kaum erreicht werden; die Reduktion beträgt bis 2004 lediglich etwa 16'000 t N (Tab. 1).

Ammoniak-Emissionen sind der bedeutendste N-Verlustpfad, wobei der Grossteil der Verluste im Zusammenhang mit der Tierhaltung und dem Hofdünger-Management auftritt. Zwischen 1990 und 2000 nahmen die Ammoniak-Emissionen aus der Landwirtschaft von 51'700 auf 41'300 t N ab, damit wurde das Reduktionsziel bereits übertroffen. Auch die Lachgas-Emissionen gingen zwischen 1990 und 2002 von 9'240 auf 8'290 t N₂O zurück. Die Ursachen für den Rückgang der Ammoniak- und Lachgas-Emissionen sind der verringerte Einsatz von Mineraldüngern seit 1993 sowie eine Reduktion des Viehbestandes und damit der anfallenden Hofdüngermenge seit 1990. Eine weitere Reduktion der gasförmigen N-Emissionen müsste vor allem beim Viehbestand ansetzen (Abbau von Tierzahlen und/oder Effizienzsteigerung im Hofdünger-Management).

Die Nitratgehalte in den Trinkwasserfassungen von landwirtschaftlich beeinflussten Einzugsgebieten gingen zwischen 1990–92 und 2002–03 um ca. 3 bis 4 mg/l NO₃⁻ zurück. Das Ziel der Reduktion um 5 mg/l wird voraussichtlich knapp verfehlt werden. Dagegen

Tabelle 1: Umweltziele in den Bereichen Stickstoff und Phosphor, welche bis 2005 erreicht werden sollen (Basis 1990–92), und Zielerreichungsgrad

Stickstoff: Umsetzungsziele / Emissionen	Referenz	Zielerreichung
Reduktion des Überschusses der nationalen Input/Output-Bilanz um 33 %	BLW (1999)	Reduktion nur um ca. 15 % bis 2004
Reduktion der Ammoniak-Emissionen um 9 % gegenüber 1990, d.h. eine Verringerung um rund 4'800 t N	Bundesblatt (2002)	Reduktion um 20 % bereits 2000 erreicht
Stickstoff: Wirkungsziele / Immissionen		
Um 5 mg/l gesunkene NO ₃ ⁻ -Belastung ausgewählter, insgesamt repräsentativer Grund- und Quellwasserfassungen	BLW (1999)	Rückgang um 3–4 mg NO ₃ ⁻ /l bis 2002/03
Nitratgehalte von Wasser liegen in 90 % der Trinkwasserfassungen, deren Zuströmbereiche von der Landwirtschaft genutzt werden, unter 40 mg/l	Bundesblatt (2002)	Ziel war 2002/03 erreicht
Phosphor: Umsetzungsziele / Emissionen		
Reduktion des Überschusses der nationalen Input/Output-Bilanz um 50 %	BLW (1999) Bundesblatt (2002)	Ziel wurde 1996 erreicht; 2002 Reduktion um 65 %
Phosphor: Wirkungsziel / Immissionen		
Reduktion der durch die Landwirtschaft verursachten P-Belastung der Oberflächengewässer um 50 %	BLW (1999)	Reduktion nur um 10 bis maximal 30 %

BLW, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.

Bundesblatt, 2002. Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik (Agrarpolitik 2007). Bundeskanzlei, BBL V (02.046), 4721–5010.

wurde erreicht, dass 90 % der Trinkwasserfassungen Nitratgehalte von unter 40 mg/l haben. Zum Erreichen dieses Ziels trägt jedoch auch die Tatsache bei, dass stark mit Nitrat belastete Fassungen im Untersuchungszeitraum ausser Betrieb genommen wurden.

Phosphor

Die zeitliche Entwicklung des P-Überschusses in der Schweizer Landwirtschaft wurde mit Hilfe der Input-Output-Bilanz untersucht. Zwischen 1980 und 2002 hat der Überschuss um 23'000 t P abgenommen, was insbesondere auf den verminderten Mineraldüngereinsatz und die geringeren Futtermittelimporte zurückzuführen ist. Das Ziel einer Abnahme des P-Überschusses um 9'400 t P wurde bereits 1996 erreicht (Tab. 1). Obwohl die betrieblichen P-Bilanzen von 97 % der schweizerischen Landwirtschaftsbetriebe eigentlich ausgeglichen sein sollten, liegt der jährliche P-Überschuss gegenwärtig bei etwa 6'000 t P.

Die Qualität der Oberflächengewässer in Bezug auf Phosphor hat sich in den letzten Jahrzehnten – insbesondere in den grossen Seen – deutlich verbessert. Diese Entwicklung ist in erster Linie dem Anschluss eines grossen Teils der Haushalte und der Industrie an Kläranlagen, der verbesserten Reinigungsleistung der Kläranlagen und dem Verbot von phosphathaltigen Waschmitteln zu verdanken. Welchen Anteil die Landwirtschaft an dieser erfreulichen Entwicklung hatte, ist schwer zu beurteilen. Die P-Belastung der Oberflächengewässer kommt überwiegend durch Erosion (v.a. von Ackerland) und Abschwemmung von gelöstem Phosphor (v.a. von Grasland) zu Stande. In der Fallstudienregion Frienisberg (Kt. BE) schätzen wir den Rückgang der Erosion – und damit des Eintrags von partikulär gebundenem Phosphor – aufgrund der Zunahme konservierender Bodenbearbeitungsverfahren und des vermehrten Anbaus von Zwischenkulturen auf 15 bis 30 %. In der Fallstudienregion Lippenrütibach (Einzugsgebiet des Sempachersees, Kt. LU) beobachteten wir deutliche

Anstrengungen der Landwirte bei der Fütterung (Futter mit reduziertem P-Gehalt) und Gülleausbringung (Kapitel 13, Tab. 1) und dementsprechend eine leichte Verbesserung der Wasserqualität. Allerdings ist der Oberboden derart stark mit Phosphor angereichert, dass bei Niederschlägen Phosphor gelöst und abgeschwemmt werden kann. Die verbesserte landwirtschaftliche Praxis schlägt unter diesen Umständen nicht (oder erst mit starker zeitlicher Verzögerung) auf die abgeschwemmte P-Menge durch. Insgesamt schätzen wir, dass die P-Belastung der Oberflächengewässer aus der Landwirtschaft seit 1990–92 um 10 bis maximal 30 % zurückgegangen ist.

Wirksamkeit der Massnahmen des ÖLN und Empfehlungen

Wir beurteilen die Anforderung einer ausgeglichenen betrieblichen Nährstoffbilanz als zentralen Aspekt für die Reduktion der Nährstoffüberschüsse. Szenarienrechnungen zeigen, dass sie bei weitgehend gleich bleibenden Erträgen im Ackerbau zu einer Reduktion der Nitratauswaschung um etwa 5–20 % geführt hat. Sie hat mit Sicherheit zu einem bewussteren Umgang der Landwirte mit Hof- und Mineraldüngern geführt. Deshalb liegt es nahe, dieses Instrument beizubehalten, um die erreichten Verbesserungen zu sichern und den noch nicht erreichten Umweltzielen (nationale N-Bilanz, Rückgang der Nitratauswaschung und der P-Austräge) näher zu kommen. Die Nährstoffbilanz enthält verschiedene Toleranzen wie beispielsweise +10 % Toleranz des Bilanzsaldos oder weitere Toleranzen bei Krippenverlusten und der Grundfutterbilanz. Diese Toleranzen sind zu überprüfen und es gilt zu verhindern, dass sie von Landwirtschaftsbetrieben jedes Jahr voll ausgeschöpft werden. Diese Toleranzen sind wahrscheinlich die wichtigste Erklärung für die Diskrepanz zwischen nominell ausgeglichenen P-Betriebsbilanzen und dem nationalen P-Überschuss von 6'000 t P pro Jahr. Die Anforderung einer ausgeglichenen betrieblichen Nährstoffbilanz wird jedoch alleine nicht ausreichen, um alle Umweltziele in den Bereichen Stickstoff und Phosphor zu erreichen. Es sind zusätzliche und weiter gehende Massnahmen im Bereich der Effizienzsteigerung im Nährstoffmanagement erforderlich.

Ebenfalls als wirksam haben sich die Massnahmen zum Bodenschutz erwiesen. Aufgrund von Szenarienrechnungen schätzen wir, dass sie zusätzlich zur einzelbetrieblichen Nährstoffbilanz eine weitere Reduktion der Nitratauswaschung um bis zu 10 % bewirkt haben. Diese Massnahmen tragen aber vor allem zur Verminderung der Erosion bei. Der Stand der Bodenbedeckung im Winter, wie er mit dem Bodenschutzindex erreicht wurde, muss beibehalten werden. Sollte die seit 2004 geltende vereinfachte technische Regelung des Bodenschutzes im ÖLN wieder zu mehr Schwarzbrache sowie weniger Zwischenkulturen und Kunstwiesen im Winter führen und dadurch zu weniger Mulchsaaten und vermehrter Bodenerosion, so müsste der Bodenschutzindex wieder eingeführt werden.

Die P-Gehalte der Böden sind an vielen Orten zu hoch. Nur wenn die Resultate der Bodenanalysen bei der Düngung berücksichtigt werden, können solche Standorte in eine umweltschonendere P-Versorgungsstufe überführt werden.

Regionale Probleme bestehen vor allem in Ackerbaugebieten (Nitratauswaschung) und in Regionen mit hoher Tierkonzentration auf kleiner Fläche (Ammoniak-Emissionen, P-Eutrophierung von Böden und Gewässern). Die Durchführung von zusätzlichen Projekten nach Art. 62a des Gewässerschutzgesetzes kann in diesen Regionen Verbesserungen bewirken. Es ist jedoch darauf zu achten, dass nachhaltige Lösungen gefunden werden, mit denen einerseits der Zustand der Umwelt langfristig verbessert wird, die andererseits aber auch sozialverträglich und wirtschaftlich effizient sind.

Summary

Evaluation of Environmental Measures – Nitrogen and Phosphorous

The Swiss Federal Government introduced environmental direct payments in 1993. Since 1999 direct payments have been conditional on farms producing according to the Proof of Ecological Performance (PEP). Today 97 % of the utilised agricultural area are managed according to PEP rules.

The most important PEP measures affecting nitrogen and phosphorous flows are overall farm nutrient budgets, which have to be balanced, and the implementation of suitable measures for soil conservation. Further PEP requirements (diverse crop rotation, minimum percentage of ecological compensation areas, welfare-promoting livestock husbandry) can also be influential, but tend to be of secondary importance to N and P losses.

The PEP is designed to achieve various environmental goals (Tab. 1). By 2005 excess national nitrogen and phosphorous levels must be reduced by 33 and 50 % compared with 1990–92, the nitrate content in groundwater cut by 5 mg/l and the phosphorous pollution of surface waters by agriculture halved.

The achievement of these goals was checked by means of evaluation projects. These were launched in the mid 90's and comprised national monitoring components (national N and P balances, the «National Network for the Observation of Groundwater Quality» NAQUA, the «National Long-Term Surveillance of Swiss Rivers» NADUF, as well as two case studies each on nitrogen (N) and phosphorous (P) in which cause-effect relationships were investigated. Extensive measurement and monitoring schemes were implemented and evaluated. Simulation models and scenario calculations were also used.

Nitrogen

The chronological trend in excess N levels in Swiss agriculture was investigated using the input-output inventory. Between 1980 and 2002 the excess was down 38'000 t N, attributable in particular to lower feedstuff imports, to the reduction in atmospheric N deposition and to the decline in mineral fertilizer use. However no further reduction has been recorded since 1997. It is therefore unlikely that the goal of a 43'000 t N reduction in excess N will be achieved between 1990–92 and 2005; by 2004 the reduction was only roughly 16'000 t N (Tab. 1).

Ammonia emissions are the most significant N loss path, the bulk of losses occurring in conjunction with animal husbandry and farmyard manure management. Between 1990 and 2000 ammonia emissions from agriculture fell from 51'700 to 41'300 t N, already exceeding the reduction target. Between 1990 and 2002 emissions of nitrous gas also dropped from 9'240 to 8'290 t N₂O. Reduced ammonia and nitrous oxide emissions are due to a decline in mineral fertilizer use since 1993 as well as a reduction in the cattle population, and hence the resultant farmyard manure, since 1990. A further reduction in gaseous N emissions would have to start mainly with the livestock population (reduced livestock numbers and/or increased efficiency in farmyard manure management).

Between 1990–92 and 2002–03 the nitrate content of drinking water in catchment areas under agricultural land use fell by approx. 3 to 4 mg/l NO₃⁻. The target of a 5 mg/l reduction will probably just be missed. On the other hand, 90 % of drinking water catchments achieved nitrate levels of under 40 mg/l. However the withdrawal from service of heavily nitrate-polluted catchments contributed to the achievement of this goal.

Table 1. Environmental goals with respect to nitrogen and phosphorous to be achieved by 2005 (baseline 1990–92), and degree of goal attainment

Nitrogen: implementational goals / emissions	Reference	Goal attainment
33 % reduction of excess nitrogen in national input/output inventory	BLW (1999)	Reduction only approx. 15 % by 2004
9 % reduction in ammonia emissions compared with 1990, i.e. a reduction of around 4'800 t N	Federal Chancellery (2002)	20% reduction already achieved in 2000
Nitrogen: operational goals / immissions		
5 mg/l cut in NO ₃ ⁻ -pollution of selected, altogether representative ground- and spring-water wells	BLW (1999)	Reduction of 3–4 mg NO ₃ ⁻ /l by 2002/03
Nitrate content less than 40 mg/l in 90 % of the drinking water wells fed by areas used for agriculture	Federal Chancellery (2002)	Goal attained 2002/03
Phosphorous: implementational goals / emissions		
50 % reduction of excess phosphorous in national input/output inventory	BLW (1999), Federal Chancellery (2002)	Goal attained 1996; 2002 65 % reduction
Phosphorous: operational goal / immissions		
50 % reduction in agriculturally caused P pollution of surface waters	BLW (1999)	Reduction only 10 to 30 % at the most

BLW, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Bern, Swiss Federal Office for Agriculture.

Federal Chancellery, 2002. Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik (Agrarpolitik 2007). Federal Chancellery, BBL V (02.046), 4721-5010.

Phosphorous

The chronological trend in excess P levels in Swiss agriculture was studied using the input-output inventory. Between 1980 and 2002 the excess was down 23'000 t P, attributable in particular to reduced mineral fertilizer use and lower feedstuff imports. The target of a 9'400 t P reduction in excess P levels was reached back in 1996 (Tab. 1). Although the P budgets of PEP farms should actually be balanced, the annual excess P level is currently around 6'000 t P.

The quality of surface waters with regard to phosphorous – particularly in the major lakes – has improved significantly over past decades. This trend is due primarily to the connection of a large proportion of households and industry to wastewater treatment plants, improved purification performance by treatment plants, and the banning of detergents containing phosphates. Agriculture's share in this encouraging development is difficult to assess. Phosphorous pollution of surface waters is brought about mainly by erosion (chiefly from arable land) and run-off of dissolved phosphorous (chiefly from grassland). In the case study region of Frienisberg (Canton BE) we estimate erosion reduction – and hence the input of particular bound phosphorous – at between 15 and 30 %, owing to the increase in conservational soil tillage methods and the increased cultivation of catch crops. In the case study region of Lippenrütibach (lake Sempach catchment area, Canton LU) we noted significant efforts by farmers with feeding (feedstuff with reduced P-content) and slurry spreading (Chapter 13, Tab. 1), and accordingly a slight improvement in water quality. However so much phosphorous is concentrated in the topsoil that during precipitation phosphorus can be dissolved and transported away by run-off. Under such circumstances improved agricultural practice has no effect on the amount of P lost (or only after a considerable time lag). Altogether we estimate that since 1990–92 the P pollution of surface waters from agriculture has decreased by between 10 and a maximum of 30 %.

Effectiveness of PEP measures and recommendations

We judge the requirement for a balanced farm nutrient budget as central to the reduction of excess nutrient levels. Scenario calculations show that in arable farming it has led to a reduction of 5–20 % in nitrate leaching whereas crop yields remained largely the same. It has certainly led to a greater awareness in the handling of farmyard and mineral fertilizers by farmers. It would therefore seem natural to retain this tool in order to safeguard the improvements achieved and progress towards the environmental goals still to be reached (national N balance, reduction of nitrate leaching and of P discharges). The farm nutrient budget comprises various tolerances, for example +10 % tolerance of the overall balance or further tolerances related to crib losses and the roughage balance. These tolerances should be reviewed, and it is important to prevent them being fully utilised by farms every year. These tolerances are probably the most important explanation of the discrepancy between nominally balanced P farm budgets and the national P excess of 6'000 t P per year. However, the requirement for a balanced farm budget alone will not suffice to achieve all the environmental goals with respect to nitrogen and phosphorous. Additional measures are required to improve the efficiency of nutrient management.

The measures for soil conservation have equally proved effective. Based on scenario calculations we estimate that in addition to individual farm nutrient budgets they have effected a further reduction of up to 10 % in nitrate leaching. However these measures contribute mainly to erosion reduction. The state of ground cover in winter, as achieved by the soil conservation index, must be retained. Should the simplified technical regulation of soil conservation in the PEP applicable since 2004 again lead to more bare fallow land and fewer catch crops and temporary leys in winter, and hence to less mulch seeding and increased soil erosion, the soil conservation index would have to be reintroduced.

In many places the P levels in soil are excessive. Only if the results of soil analyses are taken into account for fertilizer application can such sites be returned to an environmentally friendlier P supply stage.

Regional problems exist chiefly in arable areas (nitrate leaching) and in regions with high livestock concentrations in a small area (ammonia emissions, P eutrophication of soil and the aquatic environment). The implementation of additional projects under Art. 62a of the Water Protection Act can effect improvements in these regions. However care must be taken to find sustainable solutions which on the one hand will improve the environmental situation in the long term, but on the other will also be socially compatible and economically efficient.

1 Introduction

Felix Herzog

Les prestations écologiques requises (PER) par les exploitations agricoles sont la condition à remplir pour obtenir les paiements directs. Les PER ont pour but d'atteindre plusieurs objectifs environnementaux: entre 1990–92 et 2005, les excédents des bilans nationaux de l'azote et du phosphore doivent être réduits de 33, resp. 55 %, la teneur des eaux souterraines en nitrates doit être abaissée de 5 mg/l et enfin, la pollution des eaux de surface en phosphore par l'agriculture doit être réduite de moitié. Des projets d'évaluation permettent de contrôler le degré de réalisation de ces objectifs.

L'intensification et la mécanisation croissante de la production agricole depuis les années 50 ont conduit à une augmentation massive tant de la production que de la productivité de l'agriculture. Cette évolution a permis d'assurer l'approvisionnement de la population en denrées alimentaires à des prix toujours plus bas, comparés aux prix des autres biens de consommation. Un tel progrès a néanmoins ses inconvénients: les dépenses publiques nécessaires au soutien du secteur agricole ont augmenté, de même que la pollution de l'environnement.

C'est pourquoi, au milieu des années 80, on a assisté à un processus de réorientation de la politique agricole. En 1993, la Confédération a introduit les paiements directs écologiques (Feuille fédérale 1992) et a mis en place des mesures pour inciter à la Production Intégrée (PI). Parallèlement, l'agriculture biologique a gagné en importance. L'acceptation en 1996, par votation populaire, de l'article sur l'agriculture, a permis d'ancrer les prestations écologiques requises (PER) dans la Constitution fédérale. La version révisée de la Loi sur l'Agriculture (Assemblée fédérale 1998) a fait des PER la condition nécessaire à remplir par toutes les exploitations pour avoir droit aux paiements directs, quels qu'ils soient, et pas uniquement écologiques (Conseil fédéral 1998a). La participation des agriculteurs aux programmes n'a cessé de croître, de sorte qu'aujourd'hui 97 % de la surface agricole utile totale de la Suisse est exploitée selon les règles des PER ou de l'agriculture biologique (fig. 1). La majorité des trois pourcents restants sont exclus du système des paiements directs principalement pour des raisons formelles (p. ex. situation de propriété et de revenus) et ne sont donc pas tenus de remplir les PER.

Objectifs agroécologiques

Les PER doivent contribuer, entre autres, à diminuer la charge des eaux en azote et en phosphore émis par l'agriculture. En 1995, des objectifs relevant de la mise en œuvre et des

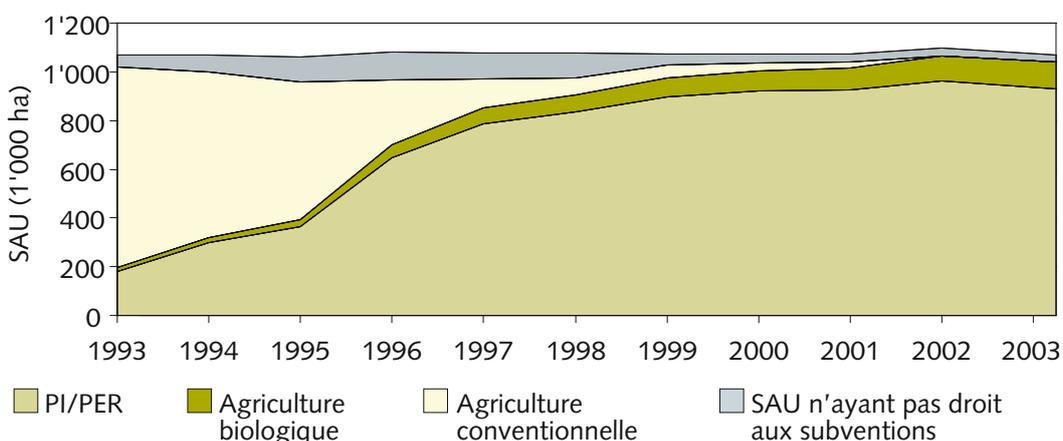


Figure 1: Evolution de la surface agricole utile (SAU) exploitée selon les règles de la Production Intégrée (PI) ou des prestations écologiques requises (PER, depuis 1999) et de l'agriculture biologique. (Source: OFAG 2004).

Felix Herzog,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich

objectifs liés aux effets à atteindre ont été formulés (OFAG 1999, Forni *et al.* 1999). Avec la révision de la politique agricole (PA 07), d'autres objectifs ont été définis et des directives ont également été fixées par rapport à la qualité de l'air (Feuille fédérale 2002). Ces objectifs environnementaux doivent être atteints d'ici 2005, la référence choisie étant les années 1990–92 avant l'introduction des paiements directs écologiques. Des objectifs supplémentaires découlent des engagements contractés par la Suisse au niveau international. Le tableau 1 donne une vue d'ensemble des objectifs dans les domaines de l'azote et du phosphore.

Les deux premiers objectifs relatifs à l'azote se recoupent largement; la différence entre l'excédent souhaité en terme de bilan et le potentiel de pertes correspond pour l'essentiel à l'azote élémentaire de l'atmosphère formé par dénitrification et par un éventuel enrichissement du réservoir d'azote du sol. L'estimation du potentiel de perte d'azote ne faisait toutefois pas partie du mandat d'évaluation. C'est pourquoi il n'est pas possible de contrôler si cet objectif a été atteint à l'aide des projets en cours. La réduction visée des émissions d'ammoniac est un objectif intermédiaire qui découle des obligations de la Suisse dans le cadre de la convention ONU/CEE (ONU/CEE 1979, 1999).

Tableau 1. Objectifs environnementaux relatifs à l'azote et au phosphore

Objectifs	Base	Valeur-cible	Référence	Chapitre
Azote: objectifs relevant de la mise en œuvre / émissions				
Réduction de 33 % de l'excédent du bilan national des entrants et sortants	129'000 t N 1990–92	86'000 t N 2005	OFAG (1999)	3
Un potentiel de perte de 74'000 t N/an, correspond à une réduction d'env. 22'000 t N/an (env. 23 %) par rapport à 1994	96'000 t N 1994	74'000 t N 2005	Feuille fédérale (2002)	*)
Réduction des émissions d'ammoniac de 9 % par rapport à 1990, soit une baisse de près de 4'800 t N	53'500 t N 1990	48'700 t N 2005	Feuille fédérale (2002)	7 ^{*)}
Azote: objectifs liés aux effets à atteindre / immissions				
Charge en NO ₃ ⁻ réduite de 5 mg/l dans les captages des eaux souterraines et des eaux de source, sélectionnés et représentatifs	1990–92	2005	OFAG (1999)	4, 5
Dans 90 % des captages d'eau potable dont les bassins versants sont situés dans des zones agricoles, la teneur de l'eau en nitrates est inférieure à 40 mg/l		2005	Feuille fédérale (2002)	4, 5 ^{*)}
Phosphore: objectif relevant de la mise en œuvre / émissions				
Réduction de 50 % de l'excédent du bilan national des entrants et sortants	20'000 t P 1990–92	10'000 t P 2005	OFAG (1999), Feuille fédérale (2002)	11
Phosphore: objectif lié aux effets à atteindre / immissions				
Réduction de 50 % de la charge des eaux de surface en phosphore provenant de l'agriculture	1990–92	2005	OFAG (1999)	12, 13, 14

*) Le contrôle de la réalisation de cet objectif ne faisait pas partie du mandat d'évaluation

Mesures agroécologiques

Les PER réunissent un nombre de mesures (Conseil fédéral 1998a), parmi lesquelles certaines visent explicitement la réduction des polluants émis par l'agriculture:

- Bilan de fumure équilibré: les bilans de l'azote et du phosphore dans l'ensemble de l'exploitation ne doivent pas dépasser la marge de tolérance de +10 %. Cette directive

permet de limiter la production d'éléments nutritifs issus de la garde d'animaux, ainsi que les apports d'éléments nutritifs dus aux engrais et aliments fourragers achetés dans le commerce.

- Protection appropriée du sol: il s'agit d'essayer de réduire l'érosion et les pertes de substances en augmentant la couverture végétale du sol.

D'autres mesures des PER peuvent également influencer les cycles des éléments nutritifs:

- Assolement régulier: un choix et un ordre optimaux des cultures peuvent contribuer à éviter l'érosion et les pertes de substances.
- Part équitable des surfaces de compensation écologique (7 % de la surface agricole utile de l'exploitation, resp. 3,5 % pour les cultures intensives): ces surfaces doivent servir en premier lieu à promouvoir la biodiversité. Mais comme elles ne doivent pas être fertilisées ou seulement très peu, elles peuvent également contribuer à réduire les pertes de nutriments.
- Garde des animaux de rente respectueuse de l'espèce: il s'agit avant tout de poursuivre des objectifs en matière de bien-être des animaux. La forme de garde a néanmoins une influence, pas forcément positive a priori, sur les pertes de substances contenues dans les engrais de ferme.

Mandat et structure du projet d'évaluation

Au milieu des années 1990, l'Office fédéral de l'agriculture (OFAG) avec le soutien de l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP) a lancé des projets d'évaluation pour analyser l'effet des mesures écologiques (Bötsch 1998, OFAG 1999, Forni *et al.* 1999). Le mandat d'évaluation fait partie des contrôles d'efficacité prévus par l'Ordonnance sur les paiements directs OPD (Conseil fédéral 1998a). Il ne s'agit pas d'une évaluation politique complète au sens de Bussmann *et al.* (1997). Au contraire, le mandat met l'accent sur le contrôle de la mise en oeuvre et de l'effet des mesures (OFAG 1999). Par conséquent, les informations relatives à l'application de l'OPD par l'administration (interaction entre la Confédération et les cantons) et la pratique (interaction entre les cantons, la vulgarisation agricole, les agriculteurs, les contrôleurs) font défaut. Notre mandat consistait à appréhender les effets des prestations écologiques requises, telles qu'elles sont mises en pratique dans la réalité, sur les émissions et les immissions d'azote et de phosphore.

Depuis 1998, l'évaluation périodique des prestations écologiques des exploitations agricoles et des effets sur les ressources naturelles est ancrée dans l'Ordonnance sur l'évaluation de la durabilité de l'agriculture (Conseil fédéral 1998b). Les domaines de la biodiversité (Herzog et Walter 2005), des produits phytosanitaires, du bien-être des animaux et de la rentabilité ont également été et sont toujours évalués.

L'analyse de la participation a été effectuée par l'OFAG lui-même et ne fait pas partie du présent rapport. En ce qui concerne le contrôle de l'effet des mesures, la direction du projet a été confiée à Agroscope FAL Reckenholz. Suivant le projet, la Station de recherches a collaboré avec différents partenaires: Division de la protection des eaux de l'OFEFP, Service environnement et énergie du canton de Lucerne, Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EAWAG) et Institut d'écologie terrestre de l'EPFZ. La Haute école suisse d'agronomie (HESA) a également apporté sa participation au présent rapport.

Le projet d'évaluation se compose des sous-projets suivants (fig. 2):

- Trois projets de monitoring à l'échelle nationale (réseau national d'observation de la qualité des eaux souterraines, NAQUA, Surveillance nationale en continu des cours d'eau suisses NADUF, bilans nationaux de N et P).

- Deux études de cas sur la lixiviation de l'azote dans les eaux souterraines dans deux régions différentes et sur plusieurs échelles spatiales (canton de Berne, bassin versant de Fehraltorf ZH).
- Deux études de cas sur les apports de phosphore dans les eaux de surface (ruissellement du phosphore dissous sur les herbages, Lippenrütibach LU; pertes de phosphore sous forme de particules suite à l'érosion des terres ouvertes, Frienisberg BE).

Le présent rapport intègre également les résultats de simulations réalisées à l'échelle nationale pour l'ammoniac et le gaz hilarant, qui ne faisaient pas partie du projet d'évaluation à l'origine.

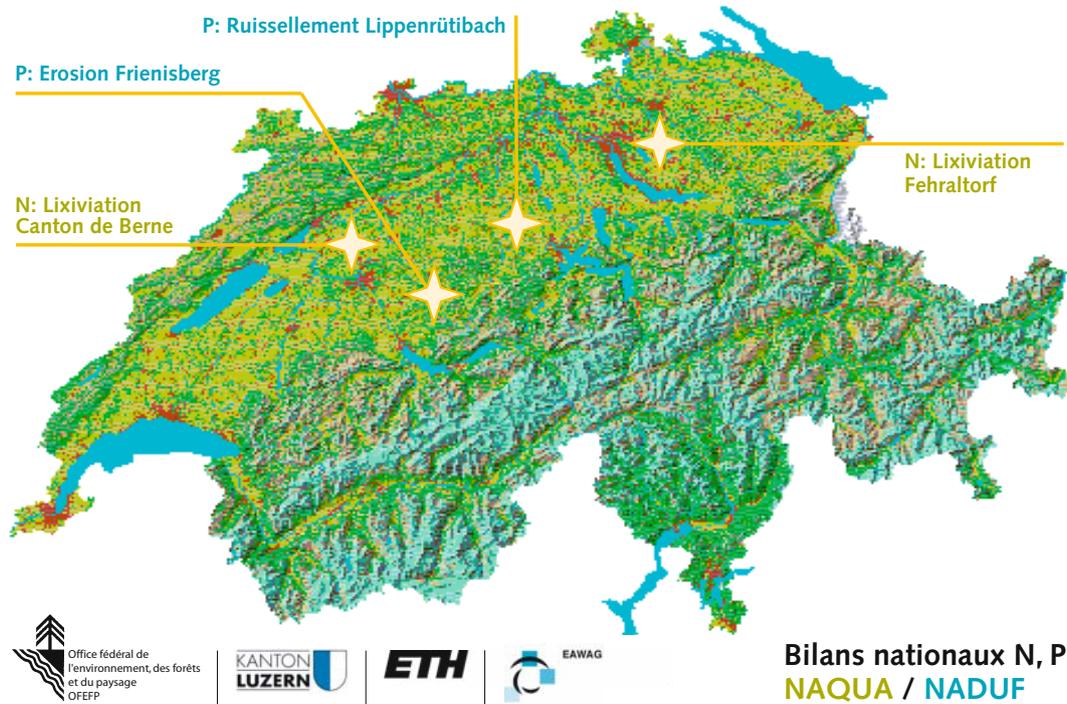


Figure 2:
Structure des projets
d'évaluation pour
l'azote et le phos-
phore.

L'évaluation doit être nettement distinguée du contrôle de l'application et du respect des directives dans les exploitations agricoles. Cet aspect ne faisait pas partie du mandat. Ces contrôles sont effectués par les cantons, sous l'égide de la Confédération.

Fiabilité et limites de l'évaluation

Le projet d'évaluation et ses sous-projets ont été confrontés aux difficultés suivantes:

- Lorsque le mandat d'évaluation a été donné en 1995, une part considérable de la surface agricole utile était déjà exploitée selon les règles des mesures écologiques ou de la PI (fig. 1). Il n'a donc pas été possible de faire l'état des lieux de la situation initiale pour les études de cas.
- Les effets des différentes mesures des PER se recoupent souvent, mais parfois ils sont également contradictoires et créent des objectifs conflictuels. D'un point de vue méthodologique, l'estimation de l'effet des différentes mesures s'avère donc très complexe. C'est pourquoi de telles études ne peuvent être effectuées que sous forme d'études de cas, dans des régions précises. Cette technique permet certes de tirer des conclusions sur les mécanismes, mais les régions choisies pour les études de cas ne sont pas forcément représentatives de la Suisse.
- Comme on se doutait déjà relativement tôt que les mesures écologiques ne suffiraient pas à elles seules à ramener la charge des eaux en phosphore et en azote à un niveau tolérable pour l'environnement, notamment dans les zones particulièrement polluées, des programmes régionaux ou cantonaux ont également été mis en place (p. ex. projets selon la Loi sur

la protection des eaux, art. 62a; programme de semis direct, canton de Berne). Les effets de ces mesures se recoupent parfois avec ceux des PER.

- Il existe également d'autres mesures comme l'agriculture biologique, la culture extensive de céréales et de colza (EXTENSO), qui ont une influence sur les flux de substances, mais dont l'impact n'a pas été évalué.
- Le choix des cultures et le degré d'intensité des pratiques agricoles sont également influencés par d'autres facteurs, tels que les relations prix-coûts, les changements structurels, le progrès biotechnique, les modifications des «Données de base pour la fumure des grandes cultures et des herbages» (DBF) et de «Suisse-Bilanz», facteurs qui, de leur côté, ont des répercussions sur les flux de matières.
- Dans la nature, les effets des mesures d'exploitation se superposent avec ceux des fluctuations climatiques annuelles. En outre, les systèmes naturels réagissent de manière décalée dans le temps (p. ex. accumulation des éléments nutritifs dans le sol).
- L'évaluation de la teneur des eaux souterraines en nitrates repose essentiellement sur l'observation des captages d'eau potable. Leur teneur en nitrates est cependant influencée par de nombreux facteurs, étrangers aux PER: délimitation de zones de protection des eaux contre la pollution par les nitrates et intensification de la vulgarisation agricole, programmes spéciaux pour stimuler la couverture végétale du sol en hiver, achat de parcelles critiques par les communes ou les réseaux d'approvisionnement en eau avec transformation des terres arables en herbages, etc. En outre, plusieurs captages ont été stoppés, car leur teneur en nitrates dépassait le seuil de tolérance autorisé pour l'eau potable, soit 40 mg/l.

Pour contrer les difficultés mentionnées ci-dessus, le projet a tenté de reconstruire l'état initial, tout au moins dans les régions choisies pour les études de cas et d'estimer l'effet des différentes mesures à l'aide de simulations. Cette méthode a au moins permis de savoir approximativement si les objectifs avaient été atteints. Il n'empêche que seules d'autres études à long terme pourront conforter les résultats de ces simulations.

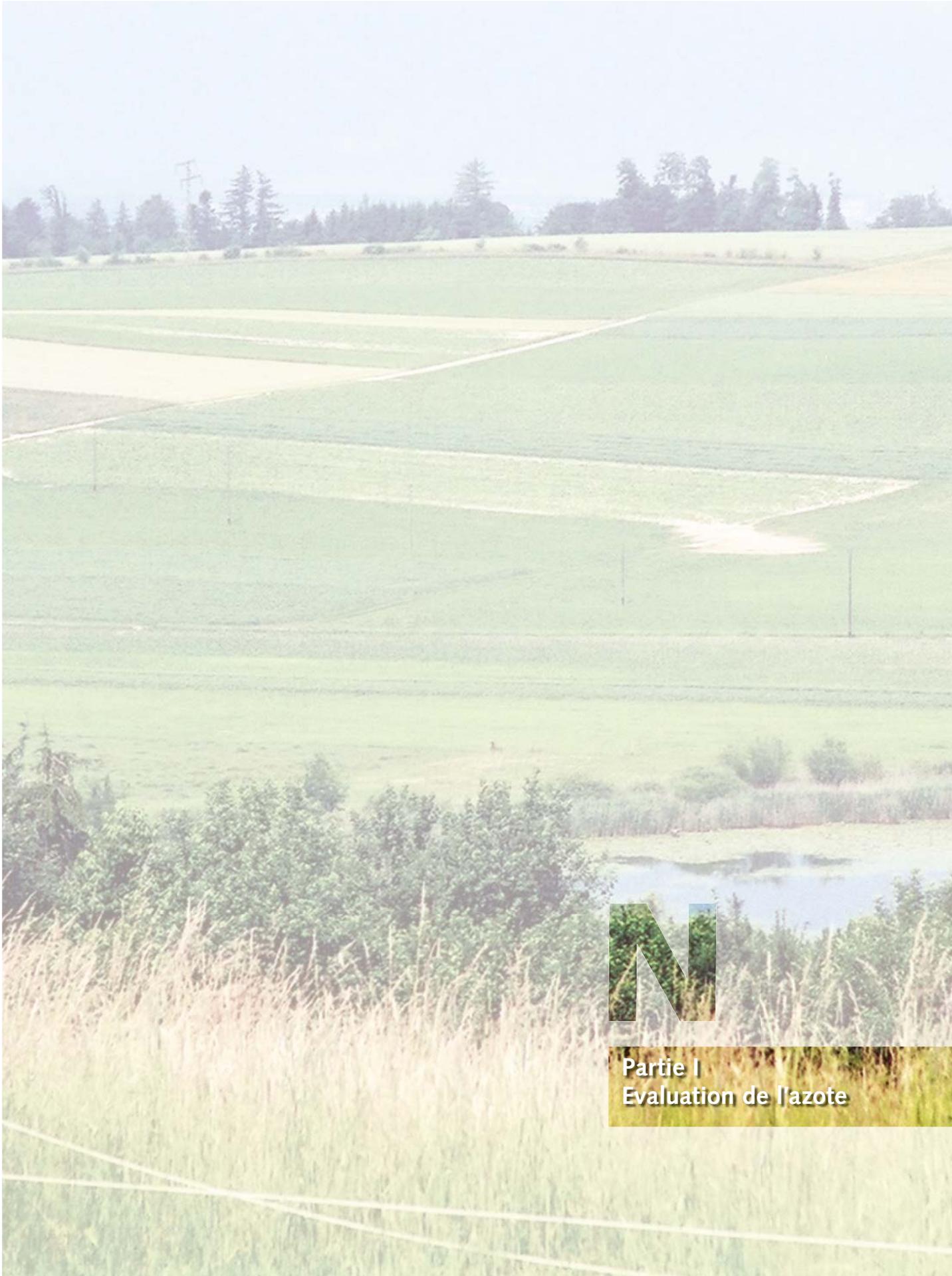
Le présent rapport reflète l'état actuel des connaissances. Celles-ci sont basées sur des mesures et des relevés effectués jusqu'à la fin de l'année 2004. Le rapport se divise en deux domaines, l'azote et le phosphore. Les différents chapitres rendent compte des résultats des sous-projets. Ces résultats sont ensuite résumés et commentés dans un chapitre spécial pour l'azote (chapitre 9) et un chapitre pour le phosphore (chapitre 15).

Le projet d'évaluation fait l'objet de comptes rendus réguliers. Les publications existant jusqu'à présent sont répertoriées en annexe. Enfin, le site d'Agroscope FAL Reckenholz (www.reckenholz.ch/Evalu-CH) fournit des informations sur les analyses approfondies prévues à l'avenir.

Bibliographie

- Assemblée fédérale, 1998. Loi fédérale sur l'agriculture. RS 910.1.
- Bötsch M., 1998. Das Agrar-Umweltprogramm der Schweiz. Mainz, Landesanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz. Schriftenreihe 6, 25–43.
- Bussmann W., Klöti U. et Knoepfel P. (Hrsg.), 1997. Einführung in die Politikevaluation. Basel, Helbling & Lichtenhahn.
- Conseil fédéral, 1998a. Ordonnance sur les paiements directs versés dans l'agriculture. RS 910.13.
- Conseil fédéral, 1998b. Ordonnance sur l'évaluation de la durabilité de l'agriculture. RS 919.118.
- Feuille fédérale, 1992. Message concernant la modification de la loi sur l'agriculture du 27 janvier 1992. Chancellerie fédérale, FF II (92.010), 1–143.
- Feuille fédérale, 2002. Message concernant l'évolution future de la politique agricole (Politique agricole 2007) du 29 mai 2002. Chancellerie fédérale, FF V (02.046), 4'395–4'682.
- Forni D., Gujer H.-U. et Nyffenegger L., 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Agrarforschung 6(3), 107–110.
- Herzog F. et Walter T. (Hrsg.), 2005. Évaluation des mesures écologiques – domaine biodiversité. Zurich, Les cahiers de la FAL 56, 2005.

- OFAG, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Berne, Office fédéral de l'agriculture.
- UN/ECE, 1979. Convention on long-range transboundary air pollution. Geneva, United Nations Economic Commission for Europe. http://www.unece.org/env/lrtap/lrtap_h1.htm
- UN/ECE, 1999. Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone. Geneva, United Nations Economic Commission for Europe. http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.htm



N

Partie I
Evaluation de l'azote

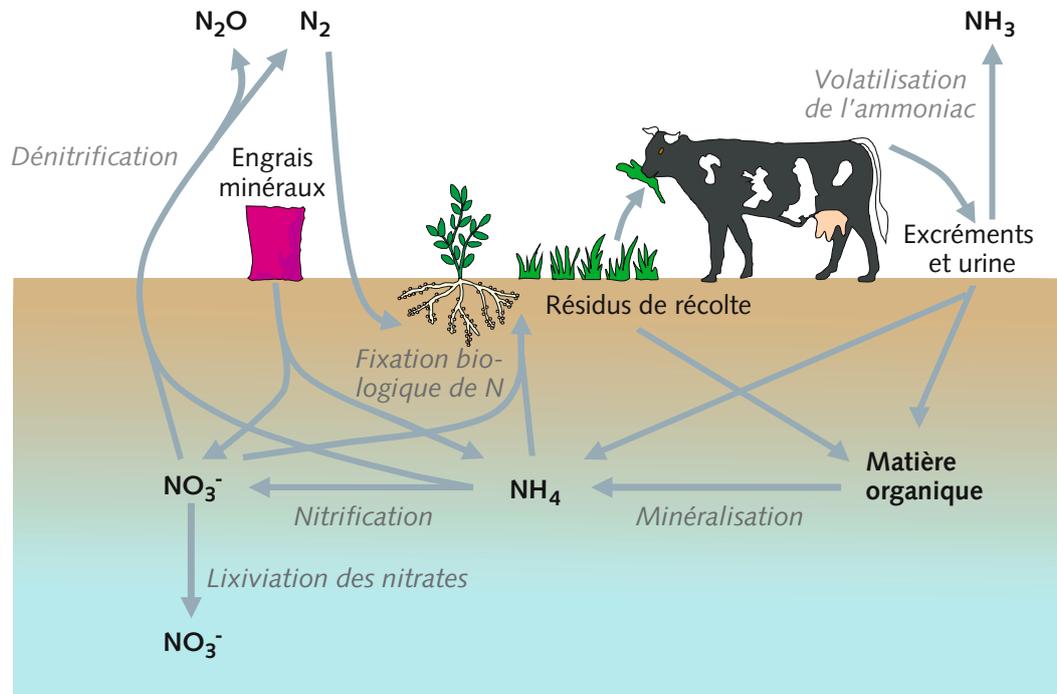


Figure 1:
Le cycle de l'azote
dans l'agriculture.

2 L'azote dans l'agriculture

Ernst Spiess et Walter Richner

L'azote (N) est très important dans la production agricole et il est présent sous différentes formes organiques et anorganiques dans les cycles d'éléments nutritifs. Les processus de transformation vont de pair avec d'importantes pertes dans les eaux et dans l'atmosphère, pertes qui ne peuvent que partiellement être évitées. La fixation biologique de l'azote par les légumineuses et la fabrication d'engrais minéraux ont contribué de manière décisive au développement de la production agricole.

Sans azote, il n'y a pas de vie possible. Composant des protéines et d'autres liaisons, l'azote est un élément nutritif indispensable pour les plantes et les animaux, transformé en grosses quantités dans le cycle agricole des éléments nutritifs. Le bilan de l'azote possède une particularité: les formes d'azote minérales sont tout aussi importantes que les formes d'azote organiques. Les animaux absorbent l'azote sous forme organique, principalement à travers les protéines. Le lait, la viande et les œufs contiennent également de l'azote sous forme de protéines. Par contre, les déjections animales contiennent de l'azote en grande partie sous forme d'urée (dans le cas de la volaille sous forme d'acide urique), qui se transforme en ammonium en l'espace de quelques jours par fermentation (Gisiger 1960). L'azote restant est éliminé par les animaux via d'autres liaisons organiques. Les plantes, elles, absorbent l'azote presque uniquement sous forme minérale (ammonium et surtout nitrates). C'est pourquoi l'azote organique doit d'abord être minéralisé par les micro-organismes du sol.

Le sol constitue un important stock d'azote pour la nutrition des plantes. Les sols exploités par l'agriculture contiennent entre 3'000 et 50'000 kg N/ha dans la couche où sont enracinés les végétaux, dont environ 99 % sont liés sous forme organique, notamment dans l'humus (Furrer et Stauffer 1986). Les résidus de récolte contiennent eux aussi de l'azote presque exclusivement sous forme organique. C'est pourquoi outre l'azote minéral qui gagne le

Ernst Spiess et
Walter Richner,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich

sol via les engrais minéraux et les engrais de ferme ou les retombées atmosphériques, le stock d'azote organique dans le sol joue également un grand rôle pour l'approvisionnement des plantes. Toutefois, la minéralisation de l'azote organique n'est généralement pas parallèle aux besoins des plantes en azote. Pendant la phase de croissance principale des cultures agricoles, il y a souvent trop peu d'azote minéralisé. En outre, les plantes font concurrence aux microorganismes pour l'azote. En automne par contre, la minéralisation dépasse souvent les besoins des plantes, d'où parfois des teneurs trop élevées d'azote minéral.

L'azote présente une autre particularité: dans l'agriculture, son cycle (fig. 1) est lié à des pertes élevées, peu ou non évitables. À l'étable, pendant le stockage des engrais de ferme et après l'épandage du fumier et du lisier ou d'autres engrais à base d'ammonium, de l'ammoniac (NH_3) peut facilement se volatiliser. Dans le sol, l'azote minéral se présente généralement sous forme de nitrates (NO_3^-), qui sont très mobiles et qui peuvent facilement être lessivés avec les eaux de percolation, notamment pendant la saison hivernale. Dans les zones où le sol est pauvre en oxygène, les microorganismes peuvent réduire les nitrates. Ce phénomène produit alors de l'azote moléculaire (N_2) et du gaz hilarant (N_2O), qui se volatilisent. Le gaz hilarant se forme également lors de la nitrification, transformation de l'ammonium en nitrates.

Ces émissions d'azote dans les eaux et dans l'atmosphère créent différents problèmes environnementaux: les émissions d'ammoniac conduisent à une surfertilisation des écosystèmes sensibles (p. ex. forêts, marais, prairies maigres); à plusieurs endroits, la teneur de l'eau potable en nitrates dépasse la valeur exigée par l'Ordonnance sur la protection des eaux, soit 25 mg NO_3^-/l , et enfin, le gaz hilarant participe à l'effet de serre et à la destruction de la couche d'ozone de la stratosphère.

Étant donné les pertes élevées, le cycle de l'azote n'est généralement pas un cycle clos. Pour que le bilan de l'azote agricole reste tout de même équilibré, le système est tributaire d'apports importants. Il existe deux vecteurs d'apport qui n'ont pas contribué uniquement au maintien de l'équilibre, mais également à l'augmentation des flux d'azote dans le cycle et au développement de la productivité dans l'agriculture. Il s'agit de la fixation biologique de l'azote par les légumineuses et des engrais minéraux. En Suisse, la fixation biologique de l'azote a pris une grande importance au XVIII^{ème} siècle avec l'introduction et le développement des prairies temporaires (assolement intégrant des légumineuses) (Koblet 1965). Au XX^{ème} siècle, les engrais minéraux ont également permis une montée en flèche des rendements de la production végétale. Depuis la moitié du XIX^{ème} siècle, la Suisse importait de faibles quantités d'engrais minéraux azotés (guano et salpêtre du Chili) (Brugger 1979). En 1913 le développement du procédé Haber-Bosch a permis la fabrication d'engrais minéraux à l'échelle industrielle (Finck 1979), puisque les engrais minéraux azotés pouvaient alors être synthétisés à partir d'azote atmosphérique et d'hydrogène. Il faut cependant savoir que la consommation d'énergie nécessaire à ce processus est considérable. C'est la raison pour laquelle avec l'azote, contrairement au phosphore, ce ne sont pas les ressources naturelles limitées qui posent problème, mais l'importante consommation d'énergie lors de la synthèse de l'ammoniac.

Bibliographie

- Brugger H., 1979. Die schweizerische Landwirtschaft 1850–1914. Verlag Huber, Frauenfeld. 423 S.
Finck A., 1979. Dünger und Düngung. Verlag Chemie, Weinheim und New York. 442 S.
Furrer O.J. et Stauffer W., 1986. Stickstoff in der Landwirtschaft. gwa 66, 460–472.
Gisiger L., 1960. Neue Erkenntnisse über die Bereitung der Gülle und ihre zweckmässige Aufbereitung. Schweiz. Landw. Monatshefte 38, 433–450.
Koblet R., 1965. Der landwirtschaftliche Pflanzenbau. Birkhäuser Verlag, Basel und Stuttgart. 829 S.



3 Le bilan de l'azote en Suisse

Ernst Spiess

L'évolution de l'excédent d'azote (N) dans l'agriculture suisse au fil du temps a été étudiée à l'aide du bilan des entrées et sorties. Les calculs pour l'année 2002 ont donné les résultats suivants: avec des entrées de 158'000 t N et des sorties de 44'000 t N, l'excédent était de 114'000 t N. De 1980 à 2002, l'excédent a diminué de 38'000 t N, ce qui est dû notamment à la réduction des importations d'aliments fourragers, à la baisse des retombées atmosphériques et enfin à l'utilisation plus limitée des engrais minéraux. Les premières années qui ont suivi l'introduction des paiements directs écologiques, la baisse de l'excédent a été particulièrement importante. Par contre, de 1997 à 2002, on n'a pu observer aucune baisse supplémentaire. C'est pourquoi il devrait être difficile d'atteindre l'objectif fixé, à savoir une réduction de 43'000 t N de l'excédent d'azote entre 1990-92 et 2005. En 2002, la réduction était de 14'000 t N, ce qui veut dire que seul un tiers de l'objectif final avait été atteint.

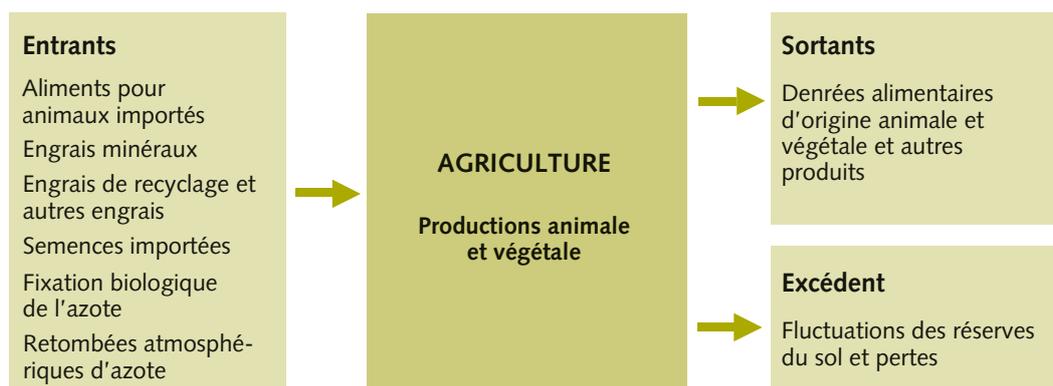


Figure 1:
Le principe du bilan des entrées et des sorties.

Le bilan de l'azote a été calculé pour l'ensemble de l'agriculture suisse (productions animale et végétale), sachant que l'agriculture a été considérée comme une unité, c'est-à-dire comme une seule «exploitation agricole». Le bilan a été établi sur la base des entrées d'éléments nutritifs dans l'agriculture et des sorties d'éléments nutritifs issus de l'agriculture (bilan des entrées et sorties; fig. 1). Les entrées comprennent les aliments fourragers importés, les engrais minéraux, les engrais de recyclage et les autres engrais (p. ex. boues d'épuration, compost, chaux d'Aarberg, guano), les semences importées, la fixation biologique de l'azote par les légumineuses et les retombées atmosphériques. Les sorties se composent des denrées alimentaires d'origine animale (p. ex. lait, viande, oeufs) et d'origine végétale (céréales panifiables, pommes de terre de consommation, etc.) ainsi que des autres produits d'origine animale (p. ex. cuirs, farines animales exportées, engrais de ferme exportés vers la «para-agriculture»). Le bilan, c'est-à-dire la différence entre les entrées et les sorties, est généralement positif (= excédent) et comprend les fluctuations des réserves du sol (augmentation ou baisse de la teneur du sol en éléments nutritifs), ainsi que les pertes totales (p. ex. volatilisation de l'ammoniac, dénitrification, lixiviation, ruissellement, érosion).

Les bilans d'éléments nutritifs ont été calculés selon la méthode décrite en détails par Spiess (1999). Les quantités d'éléments nutritifs ont généralement été calculées en multi-

Ernst Spiess,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich

pliant les quantités de produits par leur teneur en éléments nutritifs. Les données relatives aux quantités ont en grande partie été fournies par l'Union suisse des paysans (USP 2004a et b). Les teneurs en éléments nutritifs, elles, proviennent des «Apports alimentaires recommandés et tables de la valeur nutritive des aliments pour les ruminants» (FAG 1994).

Exactitude des calculs

Il n'est pas facile d'évaluer l'exactitude des résultats, sachant que les différentes quantités et les différentes teneurs en éléments nutritifs sur lesquelles sont basés les calculs présentent un pourcentage d'erreur difficile à estimer. Pour certaines valeurs d'entrées, comme les engrais minéraux, la valeur admise ne devrait pas dévier de plus de 5 % de la valeur effective. Par contre, le calcul de la fixation biologique de l'azote ou des retombées atmosphériques, deux phénomènes importants en quantité, présente un degré d'incertitude nettement plus élevé ($\pm 10-30\%$). Le pourcentage d'erreur dans le résultat final, c'est-à-dire dans l'excédent d'éléments nutritifs, devrait cependant être inférieur à $\pm 20\%$. Dans certains domaines, comme dans la production animale totale ou la production de colza, un calcul de contrôle a montré que de nombreuses erreurs s'annulaient réciproquement. Si l'on part par exemple d'une production de fourrage trop importante, la production d'engrais de ferme, établie d'après le calcul du bilan, sera elle aussi automatiquement plus élevée, mais pas l'excédent d'éléments nutritifs.

Tableau 1. Bilan de l'azote dans l'agriculture suisse en 2002 (en t N/an et en % du total des entrées).

	t N/an	%
Entrées	158'028	100
Aliments fourragers importés	35'339	22
Engrais minéraux	53'497	34
Engrais de recyclage et autres engrais	4'694	3
Semences importées	145	0
Fixation de l'azote par les légumineuses	35'753	23
Retombées atmosphériques	28'600	18
Sorties	43'534	27
Denrées alimentaires d'origine animale et autres produits d'origine animale	33'811	21
Denrées alimentaires d'origine végétale	9'723	6
Excédent	114'494	73

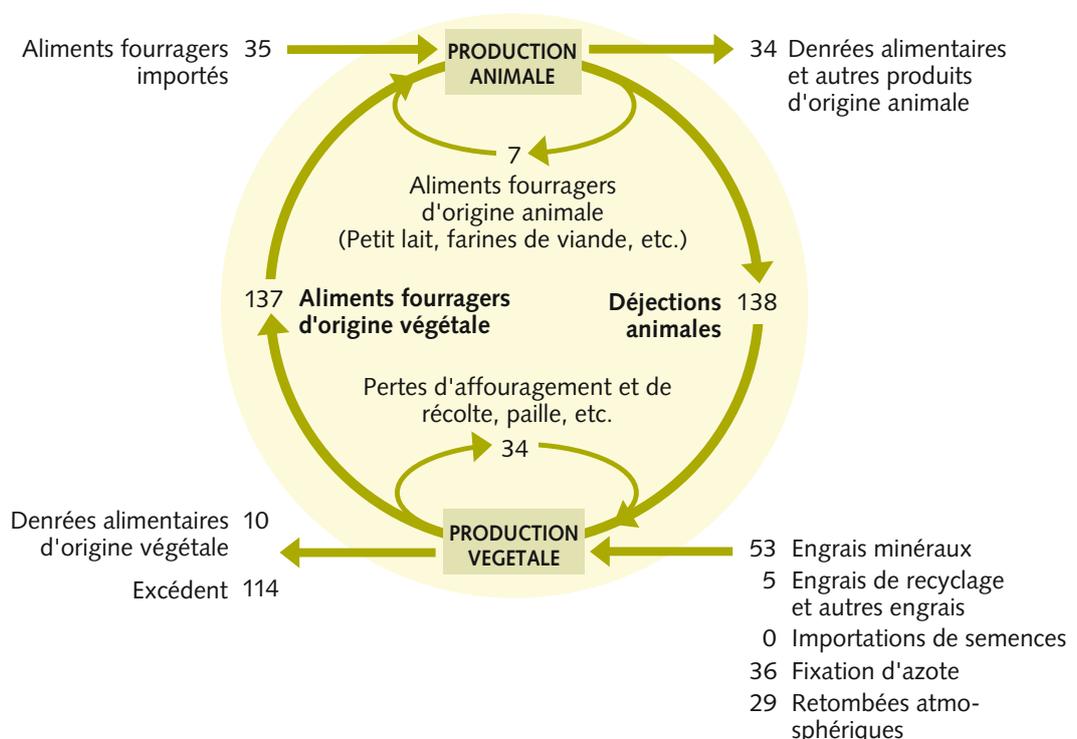
Les fluctuations de l'excédent des éléments nutritifs au fil des ans peuvent être estimées plus précisément que la valeur absolue de l'excédent d'une année, parce que le calcul est effectué avec la même méthode pour toute la période d'étude et que les erreurs éventuelles sont systématiques. Ainsi, si les retombées atmosphériques de l'azote ont été surestimées en 2002, il est fort probable qu'elles aient été également surestimées les années précédentes.

Bilan de l'azote en 2002

En 2002, environ 158'000 t N ont été introduites dans l'agriculture (tab. 1). Les engrais minéraux (34 %) représentaient un des plus forts pourcentages dans le total des entrées, suivis par la fixation de l'azote (23 %) et les importations d'aliments fourragers (22 %). Le pourcentage représenté par les retombées atmosphériques de l'azote était de 18 %. Le

pourcentage des engrais de recyclage et des autres engrais ainsi que celui des semences importées était inférieur à 5 %. Le bilan indique en outre que 44'000 t N ont quitté l'agriculture, ce qui correspond environ à un quart des entrées. La quantité d'azote présente dans les denrées alimentaires d'origine animale et dans les autres produits d'origine animale était trois fois plus élevée que la quantité d'azote présente dans les denrées alimentaires d'origine végétale. L'excédent avoisinait 114'000 t N. Par rapport à la surface agricole utile de 1'069'771 ha en 2002, cela représente 107 kg N/ha. Sachant que l'on peut exclure un fort enrichissement de l'azote dans le sol, force est d'admettre que cette quantité a été perdue en grande partie par l'agriculture via la volatilisation de l'ammoniac, la dénitrification et la lixiviation des nitrates.

Le cycle de l'azote (fig. 2) montre qu'en 2002, les quantités d'azote présentes dans les aliments fourragers d'origine végétale et dans les déjections animales étaient pratiquement équivalentes. La quantité d'azote introduite dans le cycle via les importations d'aliments fourragers est légèrement plus importante que la quantité exportée via les denrées alimentaires d'origine animale et les autres produits d'origine animale. Dans la production végétale, la fumure (déjections animales, engrais minéraux, de recyclage et autres), les retombées



atmosphériques et la fixation de l'azote ont, à elles trois, dépassé de 79 % la quantité d'azote prélevée par les aliments fourragers et les denrées alimentaires d'origine végétale. La quantité d'azote présente dans les denrées alimentaires d'origine végétale était relativement faible. La majeure partie de l'azote provenait des céréales panifiables. Si l'on établit une moyenne sur plusieurs années pour les céréales panifiables, on constate que seule la moitié de l'azote présent dans les grains passait dans l'alimentation humaine. L'autre moitié passait dans les aliments fourragers (céréales panifiables déclassées et résidus de meunerie comme le son).

Les quantités d'azote qui, au total, étaient du même ordre que celles représentées par la fixation biologique de l'azote, circulaient au sein de l'agriculture via les pertes de récolte et d'affouragement, la paille ainsi que les semences indigènes. Sur les 34'000 t N contenues dans ces produits, la majeure partie gagnait le sol sous forme organique. Les aliments fourragers d'origine animale représentaient des quantités moins importantes (env. 7'000 t N) que les années antérieures du fait de l'interdiction d'affourager des farines animales.

Evolution des entrées et des sorties dans le bilan de l'azote de 1975 à 2002

En ce qui concerne les entrées, la quantité d'azote provenant des importations d'aliments fourragers a enregistré une forte baisse. Au milieu des années 90, elle ne représentait plus que la moitié de ce qu'elle représentait 20 ans auparavant. Ce phénomène a deux explications: d'une part, la quantité totale de fourrage nécessaire a baissé suite à la réduction du nombre d'animaux et d'autre part, les céréales fourragères importées ont été remplacées par les céréales fourragères indigènes (fig. 3). Depuis 1996, les importations ont cependant de nouveau augmenté de 11'000 t N, ce qui s'explique notamment par l'augmentation des importations de tourteaux d'extraction de soja, qui ont remplacé les farines animales indigènes depuis qu'il est interdit d'affourager ce type de produits. L'utilisation d'engrais minéraux a doublé entre 1975 et 1988 et est passée de 36'000 à 69'000 t N. Jusqu'en 1997, elle

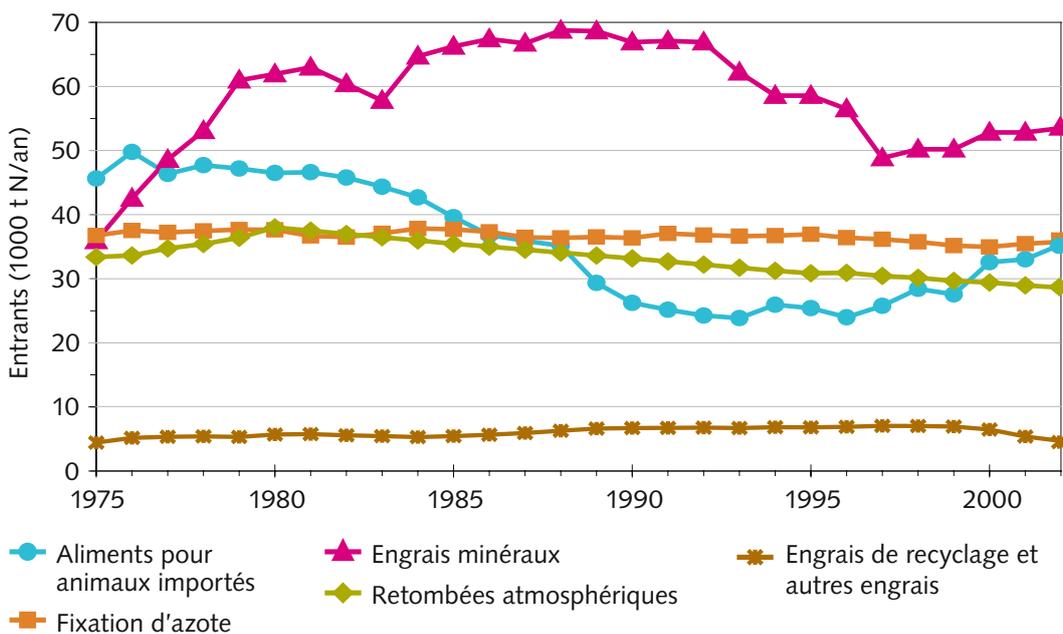


Figure 3: Quantités d'azote dans les différents postes d'entrées entre 1975 et 2002.

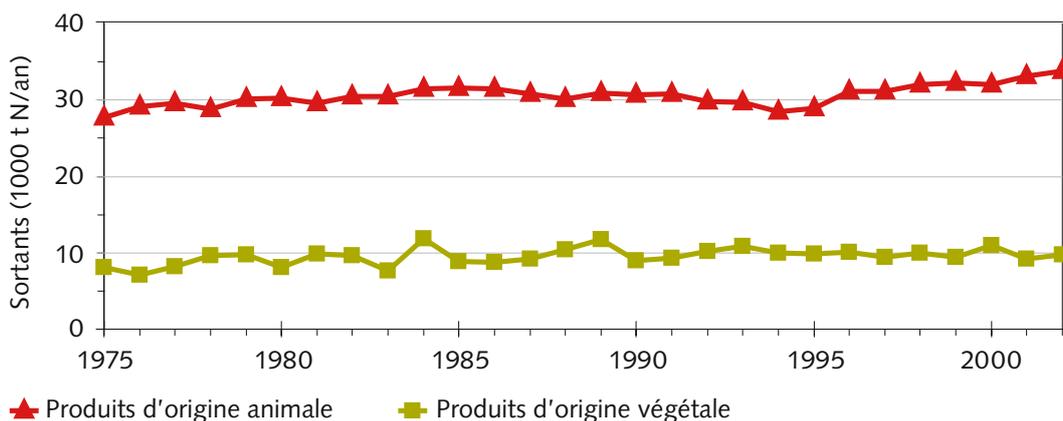


Figure 4: Quantités de N dans les différents postes de sorties (denrées alimentaires et autres produits d'origine animale, ainsi que denrées alimentaires d'origine végétale) entre 1975 et 2002.

a de nouveau baissé de 20'000 t N. En 1993, l'introduction des paiements directs écologiques a suffi à faire baisser l'emploi d'engrais minéraux de 18'000 t N. Mais de 1997 et 2002, leur emploi a de nouveau augmenté de plus de 4'000 t N. Jusqu'à la fin des années 90, l'utilisation des engrais de recyclage et des autres engrais s'est accrue, mais a diminué depuis cette date suite à l'annonce de l'interdiction prochaine des boues d'épuration dans l'agriculture. La fixation biologique de l'azote est restée relativement constante à un niveau d'environ 36'000 t N. Enfin, les apports d'azote via les retombées atmosphériques ont atteint leur niveau record en 1980 avec 38'000 t N. Depuis lors, ils ont baissé de 10'000 t N, d'une part,

parce que les effectifs d'animaux ont diminué, entraînant automatiquement une baisse de la production d'engrais de ferme et des pertes d'ammoniac et d'autre part, parce que les émissions d'oxyde nitrique provenant du trafic routier et de l'industrie ont baissé elles aussi (OFEFP 1995, Menzi *et al.* 1997, Stadelmann *et al.* 1996).

Sur le plan des sorties, on constate que la quantité d'azote présente dans les denrées alimentaires et autres produits d'origine animale a augmenté entre 1975 et 2002 (fig. 4). Durant cette période, l'augmentation représentait plus de 15 % pour les seuls produits laitiers. La quantité d'azote issue de la production de viande et quittant le cycle agricole s'est également accrue jusqu'en 1985. Toutefois, elle a ensuite reculé jusqu'au milieu des années 1990, parce que d'une part, le nombre d'animaux à l'engrais abattus était en déclin et que d'autre part, de nombreux sous-produits issus de l'abattage étaient utilisés comme aliments fourragers et ne quittaient donc pas l'agriculture. Après 1995, la crise de l'ESB a marqué un profond changement. De moins en moins de sous-produits d'abattage ont été utilisés

comme aliments fourragers. Soit, on les exportait à l'étranger, soit on les éliminait sur place. C'est ce qui explique que la quantité d'azote sortant de l'agriculture suisse, ait recommencé à augmenter à partir de cette date pour atteindre un nouveau record en 2002.

Les exportations d'azote via les denrées alimentaires d'origine végétale ont enregistré des fluctuations relativement importantes d'une année sur l'autre et n'ont augmenté que jusqu'au milieu des années 1980 suite à l'augmentation des cultures de blé et à des variétés plus productives.

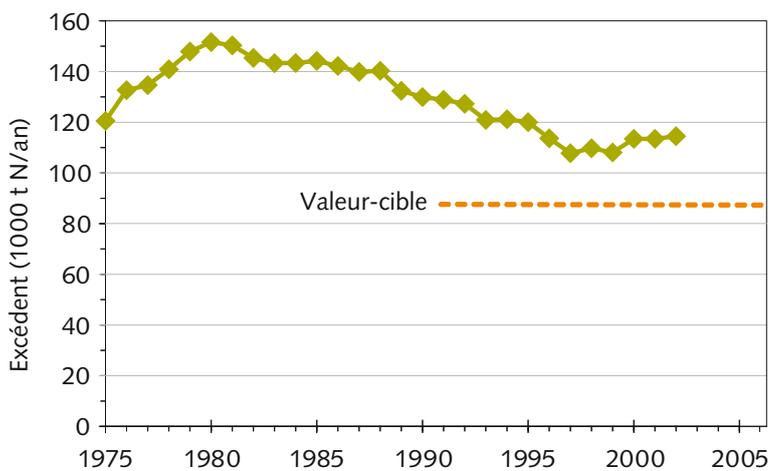


Figure 5:
Excédent d'azote
entre 1975 et 2002
et valeur-cible.

Evolution de l'excédent d'azote de 1975 à 2002

Pendant les cinq premières années de la période d'étude, l'excédent d'azote a considérablement augmenté, a atteint son apogée en 1980 avec plus de 151'000 t N, puis n'a cessé de décroître jusqu'en 1997, année où il a atteint le niveau de 108'000 t N avant de se stabiliser à 114'000 t N entre 2000 et 2002 (fig. 5). L'augmentation jusqu'en 1980 était due essentiellement à l'utilisation croissante des engrais minéraux. En 1980, l'effectif animal était à son plus haut niveau avec près de 1,7 millions d'unités de gros bétail-fumure. La même année, les retombées atmosphériques de l'azote étaient elles aussi à leur plus haut niveau. Depuis lors, les importations d'aliments fourragers ont baissé de 11'000 t N, les retombées atmosphériques de 9'000 t N et l'emploi d'engrais minéraux de 8'000 t N. En outre, la quantité d'azote contenue dans les produits d'origine animale exportés a augmenté de 4'000 t. Le recul en matière d'importations d'aliments fourragers est dû à la baisse de la demande de fourrage suite au déclin de l'effectif animal et au développement de la production nationale. En ce qui concerne les retombées atmosphériques, la baisse des liaisons azotées provenant de la production animale était un peu plus importante que la baisse des oxydes nitriques.

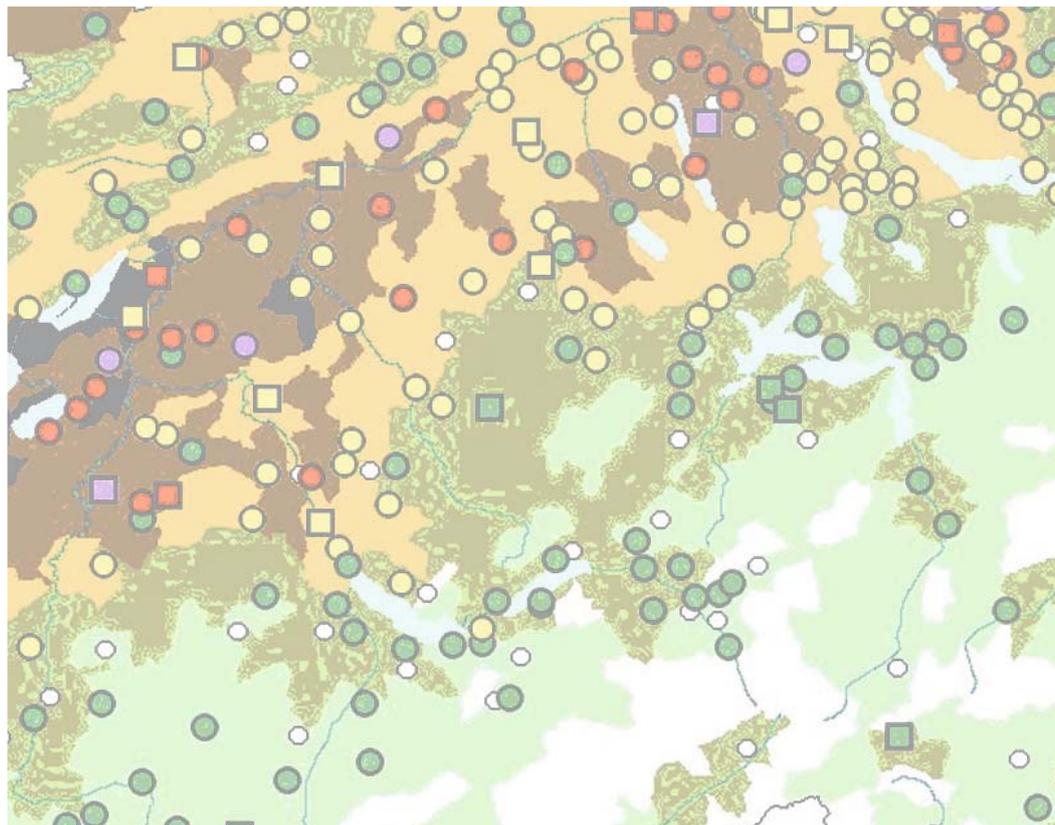
Dans le cadre de l'évaluation des mesures écologiques, on s'est fixé comme objectif pour l'azote de réduire d'un tiers l'excédent d'azote selon le bilan des entrées et sorties, entre les années de référence 1990–92 et 2005 (OFAG 1999). En 1990–92, l'excédent d'azote s'élevait en moyenne à 129'000 t N. D'ici 2005, il faudrait donc le réduire de 43'000 t N pour atteindre un niveau de 86'000 t N. Or, jusqu'en 2002, l'excédent d'azote avait baissé de 14'000 t N, ce qui veut dire que seul un tiers de l'objectif avait été atteint. Il est frappant de constater que l'excédent d'azote a réaugmenté de plus de 6'000 t N entre 1999 et 2002. De

2002 à 2004, l'emploi d'engrais minéraux, qui constitue le poste d'entrées le plus important du bilan, a chuté de près de 2'000 t N. Si les autres postes d'entrées et de sorties sont restés constants durant cette période, on peut espérer une réduction de 16'000 t N de l'excédent jusqu'en 2004.

Le recul entre les années de référence 1990–92 et 1997 était dû presque exclusivement à une baisse de l'utilisation des engrais minéraux. Celle-ci a probablement baissé dans de telles proportions, parce que les agriculteurs devaient présenter un bilan équilibré de l'azote pour avoir droit aux paiements directs de la production intégrée. En 1997, presque 80 % de la surface agricole utile était déjà exploitée selon les règles de la production intégrée ou de l'agriculture biologique. Par contre, on ne peut pas s'expliquer pourquoi la consommation d'engrais minéraux a de nouveau augmenté de 4'500 t N jusqu'en 2002, bien que la surface cultivée selon les «prestations écologiques requises» (PER) doive également présenter un bilan d'azote équilibré («Suisse-Bilanz»). On ne comprend pas non plus pourquoi les importations d'aliments fourragers ont enregistré une hausse de 10'000 t N au cours des dix dernières années. Certes, l'offre indigène d'aliments fourragers a chuté pendant cette période, suite à l'interdiction d'affourager des farines animales et à la baisse de la production de fourrage grossier. Mais d'un autre côté, l'effectif animal a également baissé de 10 %, ce qui veut dire que pour couvrir la demande de fourrage en 2002, la quantité d'azote nécessaire a diminué dans les mêmes proportions que la production indigène d'aliments fourragers. D'après ces calculs, il n'aurait donc pas dû être nécessaire d'importer plus d'aliments fourragers. Puisque cela a néanmoins été le cas, cela signifie soit que le présent bilan a surestimé les quantités de fourrage, et notamment les rendements des prairies, soit que la valorisation des fourrages a décliné.

Bibliographie

- FAG (Station fédérale de recherches sur la production animale, Posieux), 1994. Apports alimentaires recommandés et tables de la valeur nutritive des aliments pour les ruminants. 3^{ème} édition. Zollikofen, Centrale des moyens d'enseignement agricole. 328 pp.
- Menzi H., Frick R. et Kaufmann R., 1997. Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Schriftenreihe der FAL Nr. 26. 107 S. + Anhang.
- OFAG, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme – Konzeptbericht. Office fédéral de l'agriculture, Berne. 23 pp.
- OFEFP, 1995. Emissions polluantes dues à l'activité humaine en Suisse de 1900 à 2010. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage. Cahier de l'environnement No 256. 121 pp.
- Spieß E., 1999. Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft für die Jahre 1975 bis 1995. Zürich-Reckenholz, Schriftenreihe der FAL Nr. 28. 46 S.
- Stadelmann F.-X., Achermann B., Lehmann H.-J., Menzi H., Pfefferli S., Sieber U. et Zimmermann A., 1996. Emissions d'ammoniac en Suisse. Station fédérale de recherches en agroécologie et agriculture, Institut de recherches en protection de l'environnement et en agriculture, Liebefeld, Berne et Station fédérale de recherches en économie et technologie agricoles, Tänikon. 61 pp. et annexe.
- USP, 2004a. Statistiques et évaluations concernant l'agriculture et l'alimentation, différentes années. Brugg, Union Suisse des Paysans.
- USP, 2004b. Communication personnelle de I. Schmid. Brugg, Union Suisse des Paysans.



4 Teneurs en nitrates des eaux souterraines en Suisse

Reto Muralt et Samuel Cornaz

Les études réalisées dans le cadre du réseau NAQUA (Réseau national d'observation de la qualité des eaux souterraines) permettent pour la première fois d'avoir une vue d'ensemble de la teneur des eaux souterraines en nitrates sur tout le territoire suisse. Actuellement, l'évolution des teneurs en nitrates depuis le début des années 90 ne peut toutefois être étudiée qu'à partir de données sporadiques, car les données «historiques» qui seraient nécessaires pour procéder à une évaluation précise ne sont disponibles qu'en quantité et en qualité insuffisantes. Les données existantes ne permettent pas de juger si l'objectif des prestations écologiques requises a été atteint. Toutefois, l'objectif agro-politique intermédiaire défini pour l'évaluation des mesures écologiques, à savoir une réduction de la teneur moyenne en nitrates de 5 mg/l d'ici 2005 dans des captages d'eau souterraine représentatifs, ne pourra sans doute pas être atteint.

Les études présentées ici permettent essentiellement de faire l'état des lieux de la teneur en nitrates (NO_3^-) dans les eaux souterraines de la Suisse en 2002/03. Avant l'introduction des mesures de réorientation de la politique agricole, les cantons n'ont pas pu prélever des données fiables en quantités suffisantes. C'est pourquoi les conclusions relatives à l'évolution de la teneur en nitrates depuis les années de référence 1990/92 ne peuvent qu'indiquer des tendances et donner un ordre de grandeur grossier.

Sans une densité de données suffisante par rapport à l'état des eaux souterraines avant le début des mesures et sans observation et évaluation détaillées de l'évolution du mode d'exploitation dans les bassins versants hydrogéologiques des captages d'eau souterraine sélectionnés, il est impossible de décider quelle est, parmi les nombreuses causes possibles, celle qui est responsable des modifications observées, et dans quelle mesure (p. ex. introduction des mesures écologiques, adaptation du mode d'exploitation agricole suite à des change-

Reto Muralt et
Samuel Cornaz,
Office fédéral de
l'environnement,
des forêts et du
paysage (OFEFP),
Division de la
protection des eaux,
CH-3003 Berne

ments économiques comme la baisse du prix des céréales, mesures de protection et d'assainissement indépendantes des mesures écologiques dans des captages d'eau potable fortement pollués en nitrates).

L'évaluation des mesures écologiques présente une autre difficulté: au cours des dix à quinze dernières années, de nombreux captages d'eau potable ont été mis hors service dans différents cantons, car ils présentaient de trop fortes teneurs en nitrates. Depuis lors, cette part des eaux souterraines affichant une très forte charge en nitrates n'est généralement plus disponible pour les observations, ce qui réduit d'autant leur fiabilité. Comme peu de données sont accessibles au public concernant le problème de l'abandon des captages, il n'est pas possible d'estimer plus précisément l'ampleur de ce problème.

Stations de mesures et exploitation du sol

Les méthodes de recherche sont décrites en détails dans OFEFP/OFEG (2004). Les teneurs en nitrates des eaux souterraines ont été analysées dans les stations de mesures du «Réseau national d'observation de la qualité des eaux souterraines» (NAQUA). Ce réseau de mesures comprend environ 550 stations de mesures des eaux souterraines sélectionnées par rapport à l'exploitation du sol, la structure des espaces naturels, le type de station de mesures et la géologie/hydrogéologie de la Suisse pour être aussi représentatives que possible (OFEFP/OFEG 2004). Parmi ces stations de mesures, on a pu en étudier 468 au total en 2002 et 2003 en ce qui concerne les nitrates.

Les teneurs en nitrates des stations de mesures étudiées ont été interprétées en fonction du principal mode d'exploitation du sol dans le bassin versant hydrogéologique du site de mesure. Cinq modes d'exploitation principaux ont été sélectionnés:

- grandes cultures (GC),
- autre mode d'exploitation agricole permanent (désigné comme «autres surfaces agricoles permanentes» dans le reste du texte; AS),
- pâtures d'estivage (pâturages alpestres et pâturages jurassiens; PA),
- forêts (Fo) et régions improductives (RI),
- zones urbanisées et voies de communication (ZUC).

Le mode d'exploitation principal n'est pas systématiquement le seul facteur déterminant de la teneur de l'eau en nitrates. Des activités supplémentaires, de second ordre mais intensives, peuvent également influencer la qualité des eaux souterraines. Actuellement, ces activités supplémentaires font l'objet d'une évaluation détaillée.

La catégorie «autres surfaces agricoles permanentes» comprend des formes d'exploitation d'intensité très variée (cultures fruitières et vignes, cultures fourragères avec part parfois importante de grandes cultures, prairies et pâturages situés à diverses altitudes avec des modes d'exploitation d'intensité variable). Cette catégorie globale a été introduite parce qu'il n'est pas encore possible de distinguer de manière détaillée les différents modes d'exploitation en fonction de leur intensité. La caractérisation détaillée correspondante des stations de mesures est en cours pour le moment.

Limites de la fiabilité

Observer l'évolution de la teneur en nitrates des eaux souterraines en Suisse sur de longues périodes s'est avéré difficile. Les problèmes suivants conduisent à une fiabilité statistique limitée des données:

- Jusqu'à présent, seule une partie des cantons a fourni des données «historiques» des stations de mesures NAQUA, qui remontent au moins jusqu'à l'année 1990. Certains cantons ne disposent même pas de telles données. Les cantons de Berne et de Zurich sont sur-représentés dans l'ensemble des données évaluées, tandis que les données relatives au Sud de la Suisse, au Plateau occidental, au Jura et aux Alpes sont, elles, très limitées.

- La fréquence de prélèvement des échantillons varie aussi bien entre les stations de mesures et entre les cantons, qu'au sein des séries de mesures des différentes stations (suivant la station et le canton, relevés mensuels, trimestriels, annuels, irréguliers, voire aucun relevé). La fréquence est souvent indépendante de la variabilité chimique des eaux souterraines. Dans de nombreuses stations, la fréquence de prélèvement a considérablement évolué au fil du temps, ce qui fait que la quantité de données disponibles peut varier considérablement entre le début et la fin de la période d'observation.
- Le lieu précis où ont été prélevés les échantillons par le passé est souvent mal documenté. On ne peut pas tout à fait exclure qu'au fil du temps, différents sites de prélèvement aient été testés à la même station (p. ex. pour les captages équipés de plusieurs tubes crépinés).
- Les études les plus intensives ont été faites sur les eaux souterraines qui présentent de fortes teneurs en nitrates. Par contre, les eaux souterraines qui présentent moins de problèmes ont été étudiées avec plus de réserve, ce qui explique que l'on connaît moins précisément leur variabilité. Enfin, l'abandon de nombreux captages suite à de trop fortes teneurs en nitrates fausse les résultats globaux dans une proportion qu'il est difficile d'estimer.

Base de données

Pour l'observation de l'évolution des teneurs en nitrates depuis le début des années 1990 jusqu'en 2002/03, on a pu réunir des données d'analyses provenant de 11 cantons pour 158 stations de mesures NAQUA jusque dans les années 1989–1991. Près de 35 % de ces stations de mesures se situent dans le canton de Zurich et 19 % dans le canton de Berne. Des données supplémentaires provenant de l'AWEL (Office des déchets, de l'eau, de l'énergie et de l'air du canton de Zurich, 2000) et de Spiess (2004) ont permis d'évaluer 271 autres stations de mesures des cantons de Berne et Zurich pour la période de 1989 à 2001.

L'évaluation de toutes les données disponibles – c.-à-d. également de celles qui ne proviennent pas des stations de mesures NAQUA – a montré qu'en ce qui concerne la fluctuation relative de la teneur en nitrates, les données se recoupaient particulièrement bien avec les données provenant exclusivement des stations de mesures NAQUA. On a donc décidé d'interpréter l'évolution de la teneur en nitrates uniquement à partir des données provenant des 158 stations de mesures NAQUA.

Pour pouvoir suivre l'évolution depuis 1990, en dépit de toutes les restrictions, les données disponibles ont à chaque fois été compilées sur trois années: 1989–91, 1994–96, 1999–2001 et 2002/03 (valeurs actuelles du réseau de mesures NAQUA).

Etat de la situation 2002/2003

En 2002 et 2003, un total de 468 stations de mesures ont été étudiées. La moyenne de 2'435 analyses présentant des teneurs en nitrates supérieures à la limite de quantification (LQ) est de 15,9 mg/l, la valeur maximale de 85 mg/l (cf. tab. 1).

Le tableau 2 indique dans combien de stations de mesures l'exigence numérique fixée par l'Ordonnance sur la protection des eaux pour les eaux souterraines utilisées comme eau potable (25 mg NO₃⁻/l, annexe 2 chiffre 22 OEaux) ou le seuil de tolérance défini dans l'Ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC, 40 mg NO₃⁻/l) ont été dépassés par les teneurs moyennes et maximales en nitrates. La valeur de 25 mg/l maximum correspond à la «valeur d'expérience» du Livre suisse sur les denrées alimentaires, pour l'eau potable. On parle fréquemment d'«objectif de qualité».

Les différences entre les années 2002 et 2003 sont minimales. Par ailleurs, une période de deux années seulement est trop courte pour pouvoir interpréter d'éventuelles différences sur le plan de la teneur en nitrates. Sur un laps de temps si court, l'évolution de la teneur en nitrates est due essentiellement à des facteurs à court terme. La teneur moyenne en nitrates

Tableau 1. Résultats des évaluations de nitrates 2002/2003

Année	LQ (mg/l)	Stations			Mesures			Statistique (uniquement mesures ≥ LQ)					
		n	≥ LQ	> Exi.	n	≥ LQ	> Exi.	Min (mg/l)	Max (mg/l)	Moy. (mg/l)	Médian (mg/l)	1 ^{er} quartile (mg/l)	3 ^{ème} quartile (mg/l)
2002	0,1-1	450	446	82	1'198	1'189	234	0,2	85,0	15,7	13,9	6,6	22,7
2003	0,1-1	446	442	86	1'251	1'246	253	0,2	70,0	16,1	14,0	6,9	23,0
2002/03	0,1-1	468	466	91	2'449	2'435	487	0,2	85,0	15,9	14,0	6,8	23,0

n = nombre de stations de mesures; LQ = limite de quantification

Tableau 2. Nombre et pourcentage des stations de mesures

Année	Teneur maximale en nitrates						Teneur moyenne en nitrates ¹⁾					
	0-25 mg/l		25-40 mg/l		> 40 mg/l		0-25 mg/l		25-40 mg/l		> 40 mg/l	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
2002	368	81,8	67	14,9	15	3,3	374	83,1	66	14,7	10	2,2
2003	360	80,7	70	15,7	16	3,6	371	83,2	63	14,1	12	2,7
2002/03	377	80,5	72	15,4	19	4,1	388	82,9	69	14,7	11	2,4

n = nombre de stations de mesures

¹⁾ La teneur moyenne en nitrates doit être interprétée avec réserve. En effet, suivant la station de mesures, le nombre de mesures disponibles varie considérablement (entre 1 et 11 mesures par an).

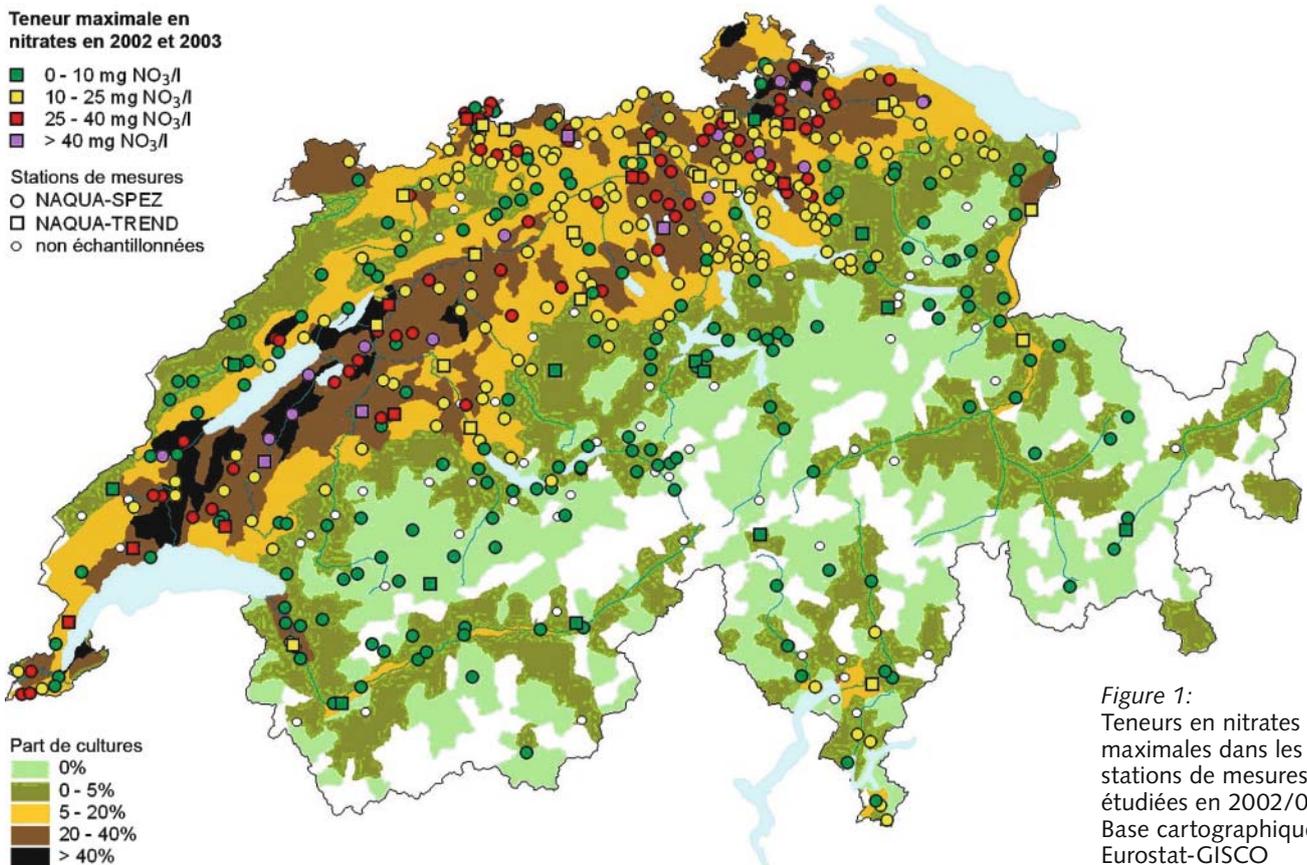


Figure 1: Teneurs en nitrates maximales dans les stations de mesures étudiées en 2002/03. Base cartographique: Eurostat-GISCO (1992); données sur le pourcentage des cultures fournies par l'OFS (2001), agrégées en fonction de l'hydrologie et de la géologie nationales (1992).

Tableau 3. Répartition de la teneur moyenne (Ø) et maximale (max.) en nitrates, en pourcentage par station de mesures en fonction du mode d'exploitation principal du sol (2002/03)

	≤ 10 mg/l		10-25 mg/l		25-40 mg/l		> 40 mg/l	
	Ø (%)	max (%)	Ø (%)	max (%)	Ø (%)	max (%)	Ø (%)	max (%)
Grandes cultures (n = 92)	8,7	5,5	44,5	42,4	37,0	39,1	9,8	13,0
Zones urbanisées et voies de communi. (n = 87)	26,4	20,7	54,0	57,5	17,3	18,4	2,3	3,4
Autres surfaces agricoles permanentes (n = 184)	45,7	38,1	45,1	50,5	9,2	9,8	0,0	1,6
Forêts et régions improductives (n = 76)	82,9	80,3	13,2	15,8	3,9	2,6	0,0	1,3
Pâtures d'estivage (n = 29)	96,6	96,6	3,4	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0

n = nombre de stations de mesures

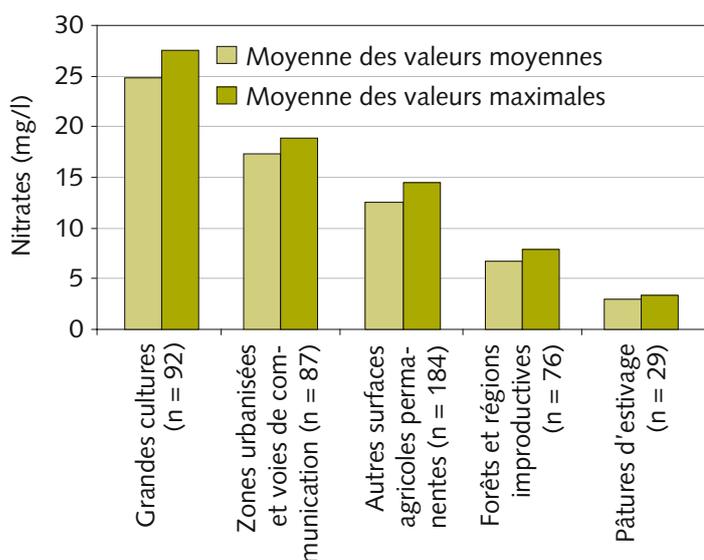


Figure 2: Moyennes des teneurs moyennes et maximales en nitrates par station de mesures en fonction du mode d'exploitation principal du sol (2002/03).

doit, elle aussi, être interprétée avec prudence. En effet, suivant la station de mesures, le nombre de mesures à disposition varie considérablement (entre 1 et 11 mesures par an). La figure 1 donne une vue d'ensemble de la répartition dans l'espace des teneurs en nitrates relevées en 2002 et 2003.

Répartition des teneurs en nitrates en fonction de l'utilisation du sol

La répartition des teneurs moyennes et maximales en nitrates présente de grosses différences suivant le mode d'exploitation principal du sol (tab. 3), différences qui se répercutent également sur les valeurs moyennes de ces teneurs moyennes et maximales (fig. 2).

Evolution dans le temps des teneurs en nitrates dans les eaux souterraines depuis 1989

Les données disponibles donnent des indications sur des tendances et des ordres de grandeur. Elles ne permettent cependant pas d'établir des conclusions numériques, statistiquement prouvées. Il faut notamment signaler que la panoplie de stations de mesures disponibles pour l'évaluation à long terme n'est représentative ni de la répartition régionale, ni de l'utilisation des sols.

Entre le début et le milieu des années 1990, on observe en moyenne une légère augmentation des teneurs en nitrates (tab. 4, fig. 3). Toutefois, étant donné le nombre restreint de données, on peut tout juste parler d'une évolution stable. La modification moyenne de 0,4 mg NO₃⁻/l observée, se situe clairement dans la plage de fluctuations naturelles des teneurs dues à des variations climatiques à court terme.

Tableau 4. Evolution de la teneur moyenne en nitrates depuis 1989 (données provenant de 158 stations de mesures situées dans 11 cantons)

Teneur moyenne en nitrates (mg/l)				Evolution moyenne de 1989-91 à 2002-03	
1989-91	1994-96	1999-2001	2002-03	mg/l	Prozent
20,9	21,3	19,3	17,2	-3,7	-18

Entre le milieu et la fin des années 1990, on observe une baisse relativement nette de la teneur moyenne en nitrates, de l'ordre de 10 % de la teneur initiale en nitrates. Entre la fin des années 1990 (période 1999–2001) et 2002/03, la valeur moyenne de la teneur moyenne en nitrates a baissé une nouvelle fois d'environ 10 % par rapport à la période 1999–2001. Au total, on constate donc une baisse marquée de la teneur moyenne en nitrates entre la période 1989–91 et les années 2002/03. Après que les teneurs moyennes en nitrates soient restées pratiquement stables jusqu'au milieu des années 1990, on observe une baisse soutenue de la teneur en nitrates à partir de 1995, qui s'est encore accentuée au cours des dernières années. Cette tendance suit, à quelques années d'intervalle seulement, l'évolution des rivières comme la Glatt ou la Thur (OFS 2002). Par ailleurs, la situation est très semblable à celle qui est représentée au chapitre 5 sur la base des captages étudiés dans le canton de Berne.

Toutefois, cette tendance générale ne peut pas être observée partout dans les mêmes proportions. La variabilité de l'évolution des teneurs en nitrates est très élevée. Dans près de 68 % des stations de mesures, on constate une baisse de la teneur moyenne en nitrates entre les périodes 1989–91 et 2002/03, baisse comprise entre 1 et 22,7 mg NO₃⁻/l. Dans près de 8 % des captages par contre, on observe une augmentation de 1 à 16 mg NO₃⁻/l (fig. 4 et 5). Près de 24 % des stations de mesures affichent une teneur stable en nitrates (variation entre +1 et -1 mg/l).

Si l'on compare les différents modes d'exploitations principaux du sol, on ne constate pas de différence manifeste par rapport à l'ampleur de la baisse des teneurs en nitrates. Tous les modes d'exploitation ont enregistré en moyenne une réduction de la teneur en nitrates depuis la période 1989–91. Suivant le mode d'exploitation principal du sol, la baisse moyenne de la teneur moyenne en nitrates est comprise entre 16 et 20 % par rapport à la valeur initiale relevée pour la période 1989–91. Ces affirmations sont cependant purement qualitatives, sachant que le nombre de stations de mesures ayant fourni des données pour l'évaluation est parfois très limité pour tel ou tel mode d'exploitation. De plus, en ce qui concerne les modes d'exploitations regroupés

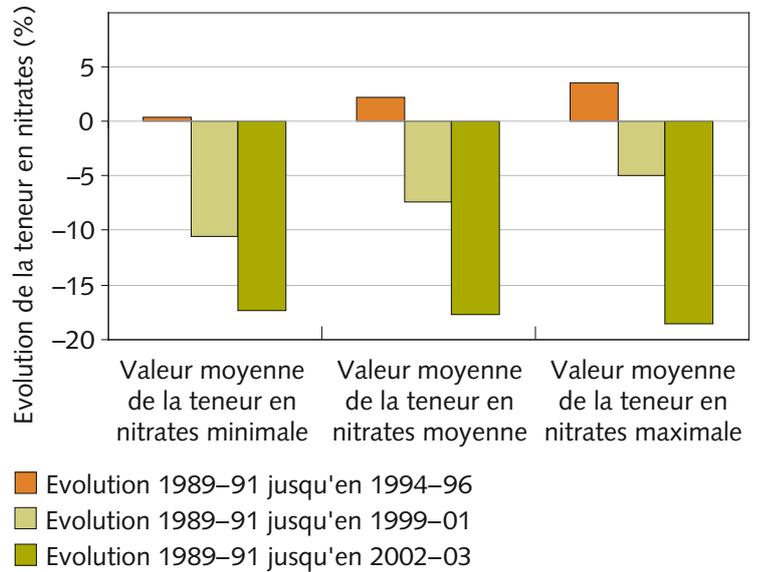


Figure 3: Evolution en pourcentage des valeurs moyennes des teneurs en nitrates minimales, moyennes et maximales entre les périodes 1989–91, 1994–96, 1999–2001 et 2002–03 (158 stations de mesures NAQUA).

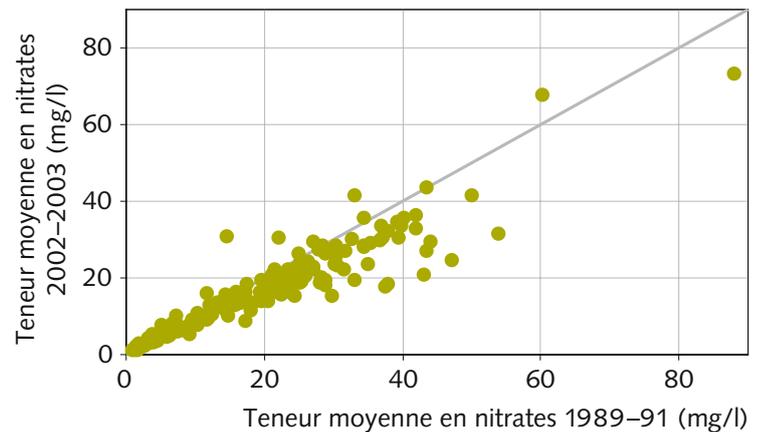


Figure 4: Rapport entre la teneur moyenne en nitrates en 1989–91 et en 2002–03. Les valeurs inchangées se situent sur la droite passant par le point zéro (158 stations).

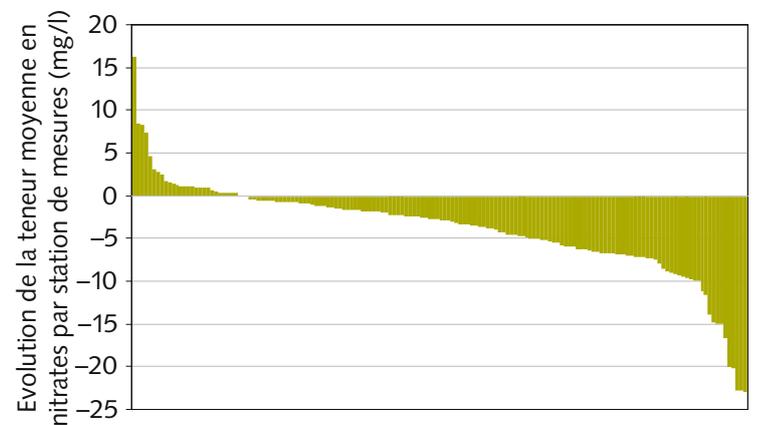


Figure 5: Augmentation ou baisse de la teneur moyenne en nitrates entre les périodes 1989–91 et 2002–03 par station de mesures (158 stations de mesures).

comme les forêts, les pâtures d'estivage et les régions improductives, la baisse moyenne des teneurs en nitrates n'a été déterminée que dans un petit nombre de stations de mesures. Or, ces stations présentaient à la base de fortes teneurs en nitrates et le mode d'exploitation principal qu'on leur attribuait n'est manifestement pas suffisamment pertinent puisque les utilisations intensives supplémentaires semblent exercer une grosse influence. Sans les résultats de ces stations de mesures, il est pratiquement impossible d'identifier pour ces modes d'exploitation une réduction de la teneur moyenne en nitrates.

Discussion et évaluation

Situation actuelle

La situation actuelle est évidente: l'exigence numérique de 25 mg NO_3^-/l définie dans l'OEaux est dépassée, parfois, largement, notamment dans les vallées et plaines du Plateau, dans lesquelles l'exploitation agricole est intensive ou dans les agglomérations. Dans les régions de grandes cultures intensives, on relève souvent des valeurs qui dépassent le seuil de tolérance de l'eau potable, soit 40 mg NO_3^-/l . L'Ordonnance sur la protection des eaux fixe les objectifs écologiques suivants pour les eaux souterraines: les substances pouvant polluer les eaux et y aboutir par suite de l'activité humaine doivent avoir des concentrations qui se situent dans la fourchette des concentrations naturelles et ne pas avoir d'effet néfaste sur l'exploitation des eaux du sous-sol (annexe 1, chiffre 2 OEaux). En outre, les eaux du sous-sol utilisées comme eau potable ou destinées à l'être ne doivent pas contenir plus de 25 mg/l de nitrates, au maximum (annexe 2, chiffre 22 OEaux).

Dans 52 % des stations de mesures où les grandes cultures constituent le mode d'exploitation principal du sol, la teneur maximale en nitrates dépasse la valeur exigée par l'OEaux (tab. 3). Dans les agglomérations également (zones urbanisées et voies de communication), on rencontre des teneurs en nitrates nettement surélevées: 22 % des stations de mesures affichent des valeurs maximales supérieures à 25 mg/l. En revanche, dans les régions qui présentent un autre mode d'exploitation principal, les charges en nitrates sont généralement faibles.

Le lien très net qui existe entre le mode d'exploitation principal du sol et la teneur en nitrates transparaît également dans le niveau de la teneur maximale moyenne en nitrates dans les stations de mesures: pour les grandes cultures, la teneur maximale moyenne est de 27,5 mg NO_3^-/l , soit nettement au-dessus de la valeur exigée par l'OEaux, tandis que dans les pâturages d'estivage, la teneur maximale moyenne en nitrates est de 3,4 mg NO_3^-/l , ce qui correspond plus ou moins à la concentration naturelle en nitrates dans des eaux non polluées (tab. 3).

Trois stations de mesures de la catégorie «Forêts et régions improductives», qui dépassent la valeur exigée par l'OEaux, ne sont pas influencées seulement par leur situation géographique, mais aussi par des surfaces exploitées de manière intensive par l'agriculture (cf. tab. 3).

Les trois stations de mesures dans la catégorie «Zones urbanisées et voies de communication», qui dépassent la valeur de tolérance pour l'eau potable, sont elles aussi marquées par une forte influence des surfaces exploitées de manière intensive par l'agriculture.

Ces résultats confirment donc que les fortes teneurs en nitrates se rencontrent essentiellement dans les zones de grandes cultures, suivies des zones d'habitation fortement urbanisées. Les processus responsables des teneurs élevées en nitrates dans les zones de grandes cultures sont connus. Par contre, dans les zones d'habitation, dans lesquelles on ne dispose pas d'eau non polluée (par exemple, en provenance des régions boisées) pour diluer l'eau polluée, différents mécanismes doivent être pris en compte pour expliquer les fortes teneurs en nitrates: fuites dans les canalisations d'eaux usées, fortes concentrations locales d'oxydes d'azote provenant du trafic routier, des chauffages et de l'industrie, urbanisation importante impliquant beaucoup de surfaces étanches et une part proportionnellement plus grande d'eaux d'infiltration provenant des jardins potagers et ouvriers avec p. ex. des jus de compost et parfois des gazons extrêmement fertilisés dans les espaces verts et les terrains

de sport. Dans les espaces urbains, l'agriculture intensive (en tant que mode d'exploitation supplémentaire) devrait donc au moins être considérée comme co-responsable des teneurs élevées des eaux souterraines en nitrates. Ce facteur devrait pouvoir être mieux appréhendé à l'avenir une fois que les stations de mesures auront été caractérisées en détails.

En ce qui concerne la charge des eaux souterraines en nitrates, on constate que la Suisse est quasiment divisée en deux:

- Le Plateau de Genève au Lac de Constance, la région de Bâle, le pied et les vallées du Jura: cette partie de la Suisse – à l'exception des stations de mesures situées dans la zone d'influence des eaux de surface infiltrantes et des eaux souterraines affichant des conditions réductrices – présente presque uniquement des teneurs élevées en nitrates. Pratiquement toutes les stations de mesures qui affichent des valeurs supérieures à 25 mg NO₃⁻/l se situent dans cette zone.
- Les Préalpes, les Alpes et le versant Sud des Alpes: dans cette zone, on ne trouve pratiquement que des valeurs en dessous de 10 mg NO₃⁻/l. On relève parfois de manière isolée, dans les vallées de l'intérieur des Alpes, notamment sur le versant Sud, des valeurs légèrement plus élevées, comprises entre 10 et 25 mg NO₃⁻/l. En revanche, on n'a relevé aucune valeur supérieure à 40 mg NO₃⁻/l.

Evolution des teneurs en nitrates depuis 1989

L'évolution des teneurs en nitrates depuis 1989 enregistrée à l'aide des données disponibles indique que les changements économiques et écologiques généraux dans l'agriculture sont responsables de la baisse moyenne observée, tout au moins en partie. D'autres études seront nécessaires pour montrer quelle ampleur a eu l'influence de ces changements.

Outre les changements généraux dans l'agriculture, des mesures ciblées prises par certains cantons et certains services d'approvisionnement en eau dans les bassins versants hydrogéologiques des captages fortement pollués ont également joué un grand rôle (p. ex. assainissement selon l'article 62a LEaux, promotion de la couverture hivernale du sol, extension ciblée des zones de protection des eaux souterraines S2). Ces différentes mesures pourraient avoir conduit à la baisse relativement élevée des teneurs en nitrates dans les stations de mesures qui affichaient les teneurs maximales.

Une réduction des apports d'azote provenant de l'atmosphère qui devrait faire suite à la baisse des émissions d'oxydes d'azote issus du trafic routier depuis la fin des années 1980 et qui devrait se faire sentir notamment dans les zones fortement urbanisées du Plateau, pourrait également contribuer à faire baisser la charge des eaux souterraines en azote. Les changements climatiques (p. ex. canicule de l'été 2003) peuvent expliquer, au moins en partie, le net recul des teneurs en nitrates dans certaines stations de mesures dans la période qui a suivi 1999 à 2001. Les teneurs en nitrates extraordinairement élevées qui ont été observées dans certaines stations de mesures en novembre 2003 et/ou février/mars 2004 après des teneurs très basses au printemps/en été 2003 sont également un signe de l'influence exercé par le climat. Les présents résultats montrent que les teneurs des eaux souterraines en nitrates ont évolué dans le bon sens durant les quinze dernières années. Néanmoins, elles ne permettent pas de tirer de conclusion définitive quant à la réalisation de l'objectif fixé par les mesures de politique agricole.

Pour l'instant, il n'est pas possible de déclarer quelle cause ou quelle mesure a conduit à la baisse moyenne que l'on a pu observer dans les teneurs des eaux souterraines en nitrates. Au contraire, on peut plutôt avancer que la baisse est due à différents facteurs conjugués.

Réalisation de l'objectif

Les données disponibles ne permettent pas de tirer de conclusions définitives quant à la réalisation de l'objectif fixé par les mesures écologiques (baisse moyenne des teneurs en

nitrate de 5 mg/l dans des captages d'eau souterraine sélectionnés représentatifs). On dispose d'un trop petit nombre d'analyses de nitrates fiables et représentatives de l'ensemble de la Suisse pour la période des années 1990. Néanmoins, les données disponibles auraient plutôt tendance à montrer que l'objectif ne sera pas atteint.

La réalisation de l'objectif intermédiaire de la PA (politique agricole) 2007 (90 % de tous les captages d'eau potable dont les bassins versants hydrogéologiques sont situés dans des zones agricoles doivent présenter des teneurs en nitrates inférieures à 40 mg NO₃⁻/l), peut être confirmée de manière très générale, objective, mais peu fondée. Il faut encore ajouter qu'en ce qui concerne le problème des nitrates, le concept «d'utilisation agricole» n'a aucun sens. Depuis toujours, les véritables problèmes de nitrates se posent presque exclusivement dans des captages largement influencés par les grandes cultures ou les cultures maraîchères. Par contre, dans toutes les autres formes d'agriculture, on ne rencontre que très rarement des teneurs en nitrates élevées au point qu'elles dépassent la valeur de tolérance fixée pour l'eau potable, à savoir 40 mg/l. Enfin, une partie de la «réussite» de l'objectif est dû au fait que de nombreux captages, surpollués, ont tout simplement été abandonnés, au lieu d'assainir les eaux souterraines par des mesures appropriées dans l'agriculture.

Si l'on précise le concept «d'utilisation agricole» par celui de «grandes cultures et cultures maraîchères», on constate que l'objectif intermédiaire pourra tout juste être atteint. Les stations de mesures situées dans des zones où les grandes cultures constituent le mode d'exploitation principal du sol affichent une teneur moyenne en nitrates supérieure à 40 mg/l dans 9,8 % des cas. La teneur maximale en nitrates dépasse même ce seuil dans 13 % des cas. Il faut savoir que le seuil de tolérance de l'eau potable s'applique au moment où l'eau est remise au consommateur, ce qui veut dire qu'il porte sur la teneur maximale en nitrates et non sur la teneur moyenne.

Perspectives et recommandations

Peut-être sera-t-il possible à l'avenir de dire à quelle mesure spécifique de l'agriculture est due l'évolution de la teneur des eaux souterraines en nitrates qui est enregistrée en Suisse depuis 2002 grâce au réseau NAQUA. On devra alors effectuer régulièrement des études détaillées ciblées et répétées pour connaître l'évolution des différents modes d'exploitation des bassins versants hydrogéologiques dans lesquels sont situées les stations de mesures. Un tel effort requiert des moyens financiers et des ressources humaines nettement plus importantes que ce que l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, OFEFP, peut mettre à disposition pour le moment. Or, sans les études détaillées citées plus haut, il est impossible d'effectuer des analyses de causes à effets exactes quant à l'évolution des teneurs en nitrates en liaison avec des mesures spécifiques de politique agricole.

Bibliographie

- AWEL (Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft) des Kantons Zürich (Hrsg.), 2000. Qualitative Grundwasserbeobachtung im Kanton Zürich 2000. AWEL, Zürich.
- Eurostat-GISCO, 1992. Kartenbasis Schweiz. UNEP-GRID, Genève.
- Landeshydrologie et Landesgeologie (eds.), 1992. Hydrologischer Atlas der Schweiz. Tafel 1.2: Kenngrößen kleiner Einzugsgebiete. LHG, Bern.
- OFEFP (Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage) / OFEG (Office fédéral des eaux et de la géologie), 2004. NAQUA – Qualité des eaux souterraines en suisse 2002/2003, Berne.
- OFS (Office fédéral de la statistique), 2001. Recensement fédéral des entreprises 2000. OFS, Neuchâtel.
- OFS (Office fédéral de la statistique), 2002. Environnement Suisse 2002: Statistiques et Analyses. OFS, Neuchâtel.
- Spiess E., 2004. Ökomassnahmen und Nitratgehalt des Grundwassers. Agrarforschung 11(6), 246–251.



5 Lixiviation des nitrates et évolution de la teneur des eaux souterraines en nitrates dans le canton de Berne

Ernst Spiess

Les modifications de la teneur des eaux souterraines en nitrates ont été appréhendées à l'aide d'une série de données sur les nitrates relatives au canton de Berne. Cette méthode permet de contrôler si l'objectif poursuivi peut être atteint dans les régions du Jura, du Plateau, des Préalpes et des Alpes, à savoir s'il est possible de faire baisser la teneur moyenne des eaux souterraines en nitrates (NO_3^-) de 5 mg NO_3^-/l de 1990 à 2005. Jusqu'en 2001, la teneur en nitrates a baissé en moyenne de 1,8 mg NO_3^-/l pour atteindre une valeur de 18 mg NO_3^-/l dans 214 captages d'eau dont le bassin versant était exploité par l'agriculture, en totalité ou en partie. A titre de comparaison, la teneur en nitrates relevée dans 49 captages dont les bassins versants étaient situés en forêt et dans des surfaces sans végétation a baissé de 0,3 mg NO_3^-/l , pour atteindre un niveau de 7 mg NO_3^-/l . Sur le Plateau et dans les Préalpes, la teneur en nitrates des captages dont le bassin versant fait l'objet d'une exploitation agricole a diminué de manière significative, ce qui n'est pas le cas dans le Jura, ni dans les Alpes. Si la tendance reste inchangée, l'objectif de réduction ne pourra donc être atteint que dans les Préalpes.

Durant la deuxième moitié du siècle dernier, l'agriculture suisse a été marquée par une forte intensification qui s'est traduite par une augmentation considérable des rendements végétaux. Parallèlement, les pertes d'éléments nutritifs et les problèmes environnementaux qui en découlent se sont néanmoins accrus (OFEFP 1993, Braun *et al.* 1994, Spiess 1999). Par exemple, les teneurs parfois élevées de nitrates dans les eaux souterraines sont essentiellement dues à la lixiviation des nitrates dans le sous-sol des surfaces à vocation agricole (Prasuhn et Mohni 2003). A plusieurs endroits, la teneur en nitrates de l'eau potable dépasse la valeur exigée par l'Ordonnance sur la protection des eaux, soit 25 mg NO_3^-/l . Certains captages d'eau dépassent même le seuil de tolérance pour l'eau potable fixé par l'Ordonnance sur les substances étrangères et les composants, soit 40 mg NO_3^-/l .

Avec l'introduction des paiements directs en 1993 et des mesures écologiques qui y sont liées, l'Office fédéral de l'agriculture s'est fixé comme objectif de réduire la teneur des eaux souterraines en nitrates de 5 mg NO_3^-/l en moyenne. Il était prévu de suivre cette évolution sur plusieurs captages sélectionnés et représentatifs entre les années de référence 1990–92 et l'année 2005 (Forni *et al.* 1999).

Dans le cadre de l'évaluation des mesures écologiques, préconisée par l'Ordonnance sur la durabilité, il s'agit d'étudier si l'objectif mentionné plus haut peut être atteint. Pour ce faire, différents projets ont été mis en place à plusieurs niveaux (Braun *et al.* 1998): le «Réseau

Ernst Spiess,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich

national d'observation de la qualité des eaux souterraines» permet de suivre l'évolution de la teneur en nitrates sur l'ensemble du territoire suisse (réseau de mesure NAQUA_{SPEZ}, chap. 4). Les projets, qui sont réalisés dans des bassins versants plus petits dans les cantons de Zurich et de Berne, cherchent à mettre en évidence le lien de causes à effets entre l'exploitation agricole d'une part et la teneur des eaux souterraines en nitrates d'autre part (chap. 6). La série de données sur les nitrates dans le canton de Berne, qui fait l'objet du présent chapitre, porte sur l'évolution dans différentes régions géographiques. Comme le canton de Berne s'étend du Jura aux Alpes, en passant par le Plateau et les Préalpes, il convient parfaitement pour ce type d'étude.

Sélection des captages d'eau

La série de données sur les nitrates dans le canton de Berne est basée sur des analyses de nitrates qui ont été effectuées au laboratoire cantonal dans le cadre du contrôle des eaux potables. Les analyses d'échantillons qui contenaient des mélanges d'eaux et dont la provenance ne pouvait donc pas être rapportée à un seul captage, ont été laissés de côté. Seuls ont été pris en compte les captages pour lesquels on disposait au moins d'une analyse de nitrates pour les périodes 1990–92, 1993–95, 1996–98 et 1999–2001. Les captages qui ont été mis hors service pendant la période d'étude suite à des teneurs trop élevées en nitrates ou pour d'autres raisons, et dont l'eau n'a donc plus été analysée, n'ont pas non plus pu être pris en compte. C'était le cas de plusieurs captages situés pour la plupart dans des régions agricoles.

Le site de chaque captage a été localisé à l'aide d'une banque de données de l'Office de l'économie hydraulique et énergétique du canton de Berne (Muchenberger 1999) et d'un atlas de l'approvisionnement en eau. Les captages ont été répartis en deux catégories d'exploitation (tab. 1) et classés dans une des quatre régions suivantes: Jura, Plateau, Préalpes, Alpes.

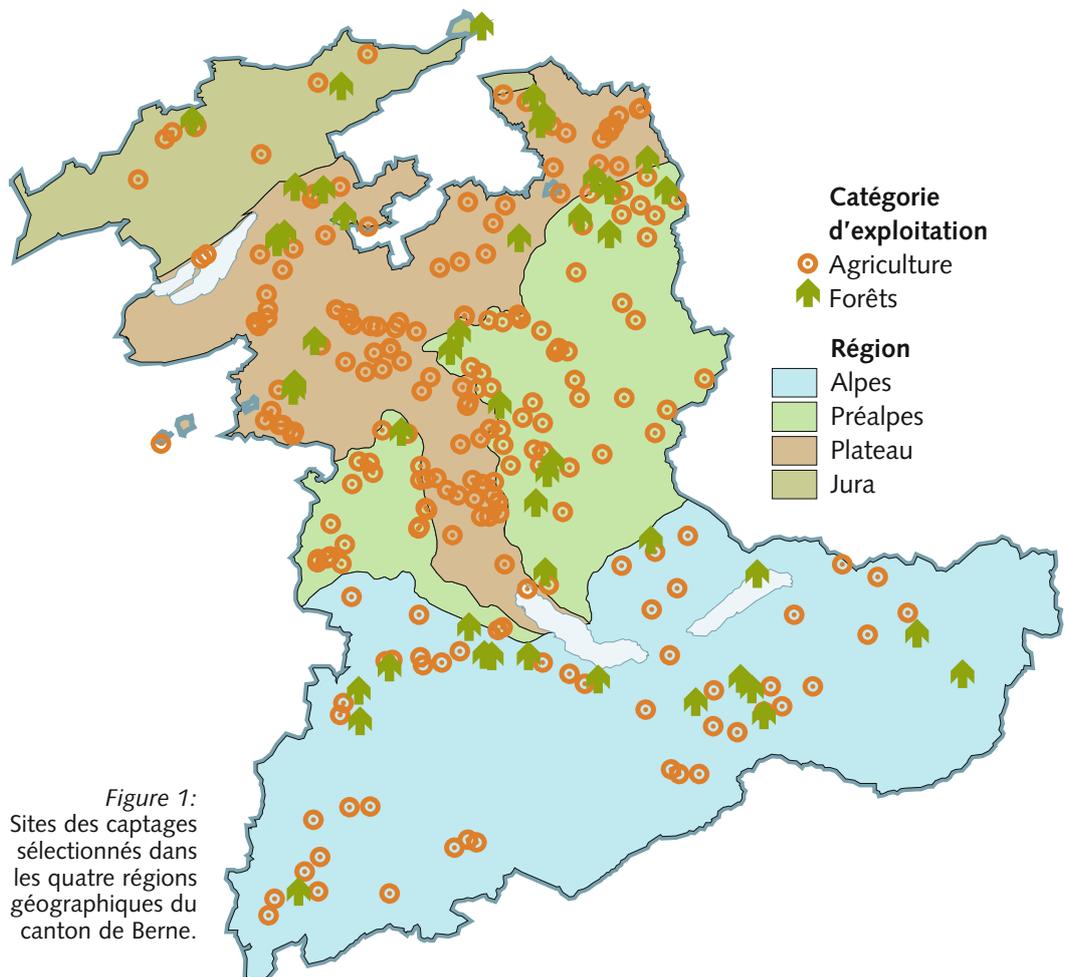


Figure 1: Sites des captages sélectionnés dans les quatre régions géographiques du canton de Berne.

Préalpes et Alpes (fig. 1). Pour savoir si la qualité des eaux d'un captage était ou non influencée par l'exploitation agricole, on s'est référé à son bassin versant superficiel. Ce dernier a dû être défini sur les bases topographiques de la carte nationale à l'échelle 1:25'000, car la plupart des captages ne présente aucune description géologique et hydrologique détaillée.

Au total, 214 captages ont été sélectionnés, dont le bassin versant est exploité au moins partiellement ou totalement par l'agriculture (fig. 1). A titre de référence, on a également sélectionné 49 captages dont le bassin versant se situe essentiellement en forêt et dans des régions sans végétation.

Evaluation statistique

Tableau 1. Les catégories d'exploitation des captages d'eaux souterraines étudiés.	
Catégorie	Définition
Agriculture	Captages, dont le bassin versant est exploité de manière agricole, totalement ou en partie.
Forêts	Captages, dont le bassin versant se compose exclusivement de forêts et de surfaces sans végétation.

L'évaluation statistique avait pour but de répondre à trois questions:

- Une baisse éventuelle de la teneur en nitrates est-elle significative ou est-elle seulement le fait du hasard?
- L'objectif qui prévoit une réduction de la teneur en nitrates de 5 mg NO₃⁻/l jusqu'en 2005 pourra-t-il être atteint, si la tendance de l'évolution des teneurs en nitrates reste la même qu'entre 1990 et 2001?
- Peut-on observer une évolution différente des teneurs en nitrates entre les deux catégories «Agriculture» et «Forêts»?

Pour chaque captage, on a calculé une régression linéaire de la moyenne de la teneur en nitrates sur l'année. Le coefficient de régression indique de combien la teneur en nitrates augmente ou diminue par année. Pour répondre aux deux premières questions, les coefficients de régression de chaque catégorie d'exploitation ont été testés à l'aide d'un test t tendant vers 0 resp. tendant vers -0,36 mg NO₃⁻/l et an. Lorsque le coefficient de régression ne diffère pas de 0 mg NO₃⁻/l et an, cela signifie qu'une baisse éventuelle de la teneur en nitrates n'est que le fait du hasard. Une baisse de 0,36 mg NO₃⁻/l et an correspond à l'objectif de réduction de 5 mg NO₃⁻/l en 14 ans. Pour répondre à la troisième question, on a effectué une simple analyse de variance avec les coefficients de régression des deux catégories d'exploitation «Agriculture» et «Forêts».

Evolution des teneurs en nitrates

Dans les 214 captages, dont le bassin versant est exploité exclusivement ou au moins partiellement à des fins agricoles, la teneur en nitrates était en moyenne de 18 mg NO₃⁻/l pendant la période 1999–2001 (tab. 2). Sur le Plateau, la teneur était de 27 mg NO₃⁻/l, soit au-dessus de la moyenne de l'ensemble du canton. Dans le Jura et notamment dans les Alpes par contre, la valeur était de 8 resp. 3 mg NO₃⁻/l, soit nettement en dessous de la moyenne du canton.

Dans les 49 captages dont le bassin versant était composé de forêts et de surfaces sans végétation, la teneur en nitrates s'élevait seulement à 7 mg NO₃⁻/l en moyenne. Par ailleurs, les différences entre les régions étaient nettement moins marquées.

Sur le Plateau, environ 10 % des captages dont le bassin versant était exploité à des fins agricoles dépassaient la valeur de tolérance de 40 mg NO₃⁻/l. Plus de la moitié dépassaient

Tableau 2. Teneurs moyennes en nitrates dans les captages avec ou sans influence agricole dans le bassin versant.

Catégorie d'exploitation	Nombre de captages	Teneur en nitrates (mg NO ₃ ⁻ /l)				
		Région	1990–1992	1993–1995	1996–1998	1999–2001
Agriculture	214	19,6	20,2	18,6	17,9	-1,8
Alpes	47	2,4	2,6	2,8	2,5	0,1
Préalpes	63	21,3	21,4	19,1	18,2	-3,1
Plateau	93	28,5	29,7	27,3	26,6	-1,9
Jura	11	8,7	9,0	9,3	8,1	-0,6
Forêts	49	7,5	7,6	7,5	7,2	-0,3
Alps	17	2,9	2,8	2,8	2,7	-0,2
Préalpes	13	11,5	11,7	11,6	10,7	-0,9
Plateau	16	9,9	10,3	9,7	9,5	-0,4
Jura	3	3,3	3,3	5,1	5,0	1,7

¹⁾ Différence entre les périodes 1990–92 et 1999–2001

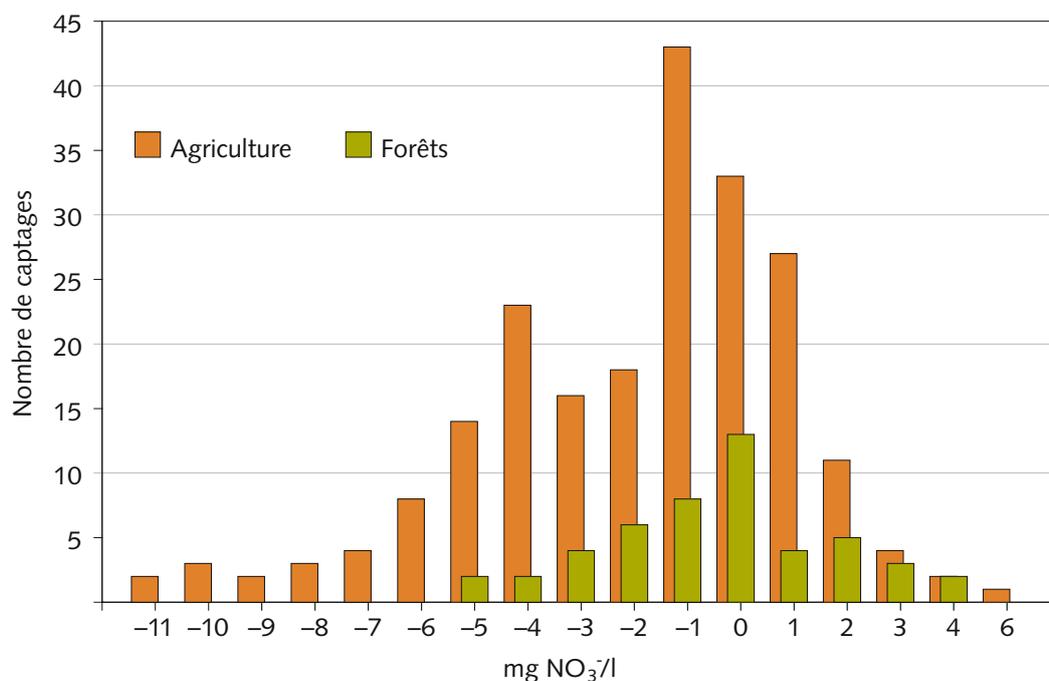


Figure 2:
Nombre de captage
d'après les hausses
ou les baisses de la
teneur en nitrates
entre les périodes
1990–92 et 1999–
2001.

l'exigence numérique de 25 mg NO₃⁻/l définie dans l'Ordonnance sur la protection des eaux. Dans les Préalpes, seul un sixième des captages dépassait l'exigence numérique. Dans le Jura et dans les Alpes, ainsi que dans la catégorie d'exploitation «Forêts», les moyennes de la période 1999–2001 étaient inférieures à 25 mg NO₃⁻/l dans tous les captages.

Entre les périodes 1990–92 et 1999–2001, la teneur moyenne en nitrates des captages dont le bassin versant est exploité à des fins agricoles n'a que légèrement varié. En moyenne, on a pu observer une baisse de 1,8 mg NO₃⁻/l (tab. 2), qui résulte d'une légère augmentation entre 1990–92 et 1993–95, suivie d'une baisse un peu plus prononcée jusqu'à la dernière période de 1999–2001. L'amplitude de variation des hausses et des baisses réparties par catégorie sur l'ensemble de la période est vaste (fig. 2). Tandis que la teneur en nitrates a enregistré une baisse allant jusqu'à 11 mg NO₃⁻/l dans la majorité des captages, elle est restée constante dans le reste des captages ou a même enregistré une augmentation allant

jusqu'à 6 mg NO₃⁻/l. Dans la catégorie d'exploitation «Forêts», on n'a constaté dans l'ensemble qu'une baisse minimale de 0,3 mg NO₃⁻/l. Toutefois, dans ces captages, les teneurs moyennes en nitrates étaient deux fois moins élevées que dans les captages dont le bassin versant est exploité à des fins agricoles (tab. 2).

Dans le réseau de mesure NAQUA (chap. 4), on a observé une évolution temporelle des valeurs de nitrates semblable à celle relevée dans le canton de Berne. La teneur moyenne en nitrates a baissé de 1,6 mg/l entre 1989–90 et 1999–2001 et a également atteint son apogée au milieu des années 1990.

La teneur en nitrates des captages dont le bassin versant est exploité à des fins agricoles et qui affichaient une valeur initiale supérieure à 30 mg NO₃⁻/l pendant la période 1990–92, a diminué en moyenne de 3,5 mg NO₃⁻/l, soit une baisse de 7 %. Dans les captages où la valeur initiale était comprise entre 10 et 30 mg NO₃⁻/l, la baisse moyenne était moins marquée et s'élevait à 2,5 mg NO₃⁻/l. Avec 11 %, la baisse relative était néanmoins plus importante. Dans certains captages de ce groupe, on a observé de fortes baisses (fig. 3).

Le test t contre 0 mg NO₃⁻/l et an indique que seule la baisse de la teneur en nitrates dans la catégorie d'exploitation «Agriculture» sur le Plateau et dans les Préalpes était statistiquement significative (p < 0,001; fig. 4). Le test t contre -0,36 mg NO₃⁻/l et an a permis de constater que si la tendance restait constante, l'objectif de réduction de la teneur en nitrates de 5 mg NO₃⁻/l pourrait sans doute être atteint dans les Préalpes, mais pas sur le Plateau. L'analyse de variance simple a montré que les deux catégories d'exploitation «Agriculture» et «Forêts» ne se distinguaient que dans les Préalpes. Une telle différence montre que la baisse de la teneur en nitrates peut être associée à des modifications du mode d'exploitation agricole. Outre les mesures écologiques, d'autres mesures de politique agricole peuvent également avoir motivé un changement. Une diminution des marges brutes suite à une modification des conditions cadres de l'économie et de la politique agricole peut

Figure 3: Relation entre la teneur en nitrates durant les périodes 1990–92 et 1999–2001 pour les captages dont le bassin versant est exploité à des fins agricoles. Un captage dont la valeur initiale était de 72 mg NO₃⁻/l n'a pas été représenté.

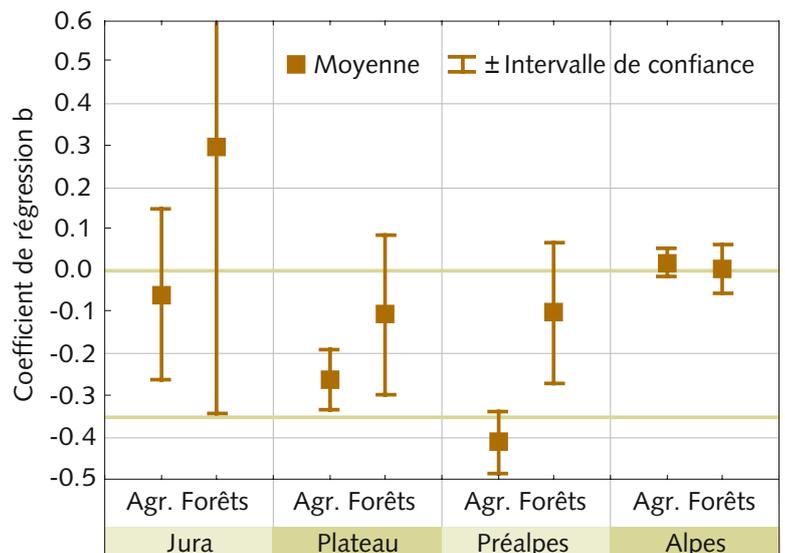
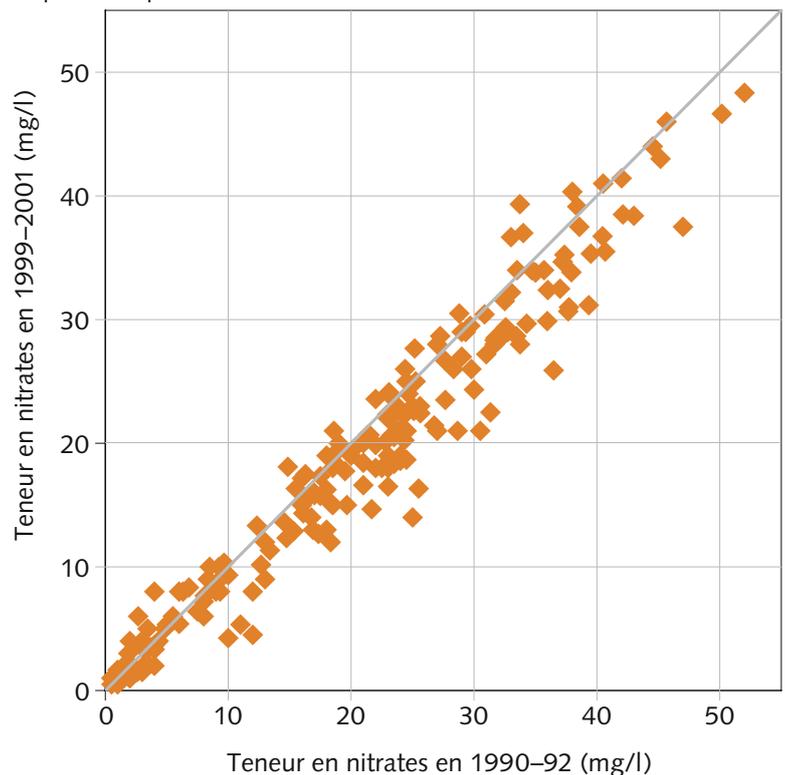


Figure 4: Coefficients de régression des différents groupes de captages d'eaux souterraines. La ligne à 0 représente l'état pour une teneur de nitrates constante pendant toute la période, la ligne à -0,36 représente la valeur cible, soit une baisse de 5 mg NO₃⁻/l en 14 ans. Lorsque l'intervalle de confiance de 95 % de deux catégories ne se recoupe pas, la différence est statistiquement significative.

Tableau 3. Réduction estimée de la lixiviation des nitrates entre 1990 et 2000 suite à différents facteurs d'influence (en % de la quantité de N lessivée en 1990 sous toutes les surfaces et sous les terres assolées).

Facteur d'influence	Toutes les surfaces	Terres assolées
Modification de la répartition des cultures dans les grandes cultures	4 %	7 %
Réduction de l'utilisation des engrais azotés dans les grandes cultures	4 %	7 %
dans les céréales et le colza extenso	< 1 %	1-2 %
Augmentation des cultures dérobées	3 %	6 %
Réduction des retombées atmosphériques d'azote	1 %	< 1 %
Extensification de la production fourragère	< 1 %	--

en partie expliquer le changement de la répartition des cultures (p. ex. réduction de la production de céréales).

La modification des habitudes alimentaires a en outre conduit à une baisse de la consommation de viande, d'où une réduction des effectifs d'animaux et donc une chute de la part de N dans les engrais de ferme. Grâce à l'accroissement de la productivité agricole, p. ex. à l'augmentation de la production laitière par vache, il faut moins de vaches pour produire la même quantité de lait. Les vaches prises séparément éliminent certes un peu plus d'azote, mais comme leur nombre est plus réduit, l'apport total d'azote via les engrais de ferme baisse.

Causes de la baisse des teneurs en nitrates

Le calcul de la lixiviation des nitrates sous les surfaces agricoles et non agricoles du canton de Berne à l'aide du modèle de flux de matières MODIFFUS a permis de constater une baisse d'environ 12 % entre 1990 et 2000 (Spiess et Prasuhn 2005). La modification de la répartition des grandes cultures, c.-à-d. la mise en place croissante de cultures engendrant une plus faible lixiviation des nitrates, ainsi que l'utilisation plus limitée des engrais azotés dans les grandes cultures ont largement contribué à cette réduction, à raison de 4 % chacune (tab. 3). Par ailleurs, la mise en place accrue de cultures dérobées, les retombées atmosphériques plus faibles, ainsi que les herbages extensifs et peu intensifs ont également contribué à réduire la lixiviation des nitrates.

Réalisation de l'objectif

Lors de l'interprétation des résultats, il faut tenir compte du fait que l'eau qui s'infiltré dans le sol a besoin en moyenne de plusieurs années avant d'arriver dans un captage. C'est pourquoi les effets des mesures écologiques introduites en 1993 sur la teneur en nitrates de l'eau potable ne peuvent se faire sentir qu'avec un décalage de quelques années.

Dans les Préalpes et sur le Plateau, la teneur en nitrates des captages dont le bassin versant est utilisé à des fins agricoles a baissé de manière significative entre les périodes 1990–92 et 1999–2001 (fig. 4). Toutefois, seules les Préalpes affichaient un recul significativement supérieur à celui de la catégorie «Forêts», recul qui leur permettrait d'atteindre l'objectif fixé si la tendance reste constante jusqu'en 2005. Sur le Plateau, la baisse était certes significative, mais pas assez forte. Dans cette région, l'objectif de réduction ne pourra sans doute pas être atteint. Sur le Plateau, on n'a constaté aucune différence entre les deux catégories d'exploitation «Agriculture» et «Forêts». Ce phénomène est éventuellement dû

au fait que les captages dont le bassin versant est situé dans des régions boisées et sans végétation ne sont pas tout à fait hors de l'influence agricole. Les émissions d'ammoniac qui proviennent de l'agriculture contribuent en effet aux retombées atmosphériques d'azote dans les forêts et les surfaces sans végétation. De leur côté, les retombées atmosphériques d'azote sont un facteur d'influence important de la lixiviation des nitrates dans le sous-sol de ces surfaces. Dans le Jura, la teneur en nitrates n'a dépassé 10 mg NO₃⁻/l que dans un petit nombre de captages. Il devrait donc être très difficile d'atteindre l'objectif fixé dans cette région. Dans les Alpes, la valeur initiale pour la période 1990–92 était déjà pratiquement inférieure à 5 mg NO₃⁻/l dans presque tous les captages. Une réduction de 5 mg NO₃⁻/l apparaît donc tout à fait impossible ici. Or, pour que l'objectif puisse être atteint dans l'ensemble du canton de Berne, la teneur en nitrates devrait donc baisser de plus de 5 mg NO₃⁻/l sur le Plateau et dans les Préalpes.

Depuis quelques années, l'Office fédéral de l'agriculture s'efforce à obtenir une teneur en nitrates inférieure à 40 mg NO₃⁻/l dans 90 % des captages d'eaux souterraines (Feuille fédérale 2002). Cet objectif a été rempli et nettement dépassé dans les régions du Jura, des Préalpes et des Alpes entre 1990 et 2001 (tab. 4). Sur le Plateau par contre, l'objectif a été atteint de justesse uniquement pendant la période 1999–2001. Depuis 1990, un nombre inconnu de captages d'eaux souterraines a été mis hors service pour cause de trop fortes teneurs en nitrates. Une partie de ces captages n'est plus testée et n'a donc pas pu être prise en compte dans notre évaluation. Du fait de cette pratique, l'objectif n'a donc été atteint que de manière purement formelle.

Tableau 4. Pourcentage des captages d'eaux souterraines, dont le bassin versant est utilisé à des fins agricoles, qui présentaient une teneur moyenne en nitrates supérieure à 40 mg NO₃⁻/l durant une période d'études.

Région	Nombre de captages	Pourcentage des captages			
		1990–92	1993–95	1996–98	1999–01
Total	214	6 %	10 %	6 %	4 %
Jura	11	0 %	0 %	0 %	0 %
Plateau	93	13 %	19 %	12 %	10 %
Préalpes	63	2 %	5 %	2 %	0 %
Alpes	47	0 %	0 %	0 %	0 %

Conclusions

Sachant que l'excédent d'azote de l'agriculture suisse est en recul déjà depuis 1980 et qu'en 2000, il avait baissé d'environ un quart, passant de 152'000 t N à 113'000 t N (chap. 3), la baisse de la teneur en nitrates, qui a été observée, ne peut pas être imputée uniquement aux mesures écologiques. Suite au recul de l'excédent d'azote, les pertes d'azote ont elles aussi dû chuter considérablement, car l'enrichissement accru de l'azote dans le sol comme l'unique autre cause de baisse est peu probable. L'azote se perd essentiellement via la volatilisation de l'ammoniac, la dénitrification et la lixiviation des nitrates. Entre 1980 et 2000 sur l'ensemble de la Suisse, les pertes d'ammoniac et de gaz hilarant ont reculé d'environ un quart (Menzi *et al.* 1997 et chap. 7; Schmid *et al.* 2000 et chap. 8). Les pertes de nitrates provenant de l'agriculture devraient donc elles aussi avoir reculé d'un quart suite à la baisse de l'excédent d'azote.

Cette règle s'applique-t-elle à la teneur en nitrates des eaux souterraines du canton de Berne? C'est un point difficile à évaluer. Premièrement, étant donné l'absence de bilans régionaux d'éléments nutritifs, on ne sait pas si l'excédent d'azote a également reculé d'un quart dans le canton de Berne. Deuxièmement, le canton de Berne ne dispose d'aucune série de données représentatives sur les nitrates remontant jusqu'en 1980. On ne sait donc

pas non plus en quelle année, la teneur moyenne en nitrates était la plus élevée. Sur la base des résultats de la présente étude et d'autres études encore (chap. 4), on peut supposer que la teneur en nitrates a atteint son apogée au milieu des années 1990. Si l'on part du principe que l'excédent agricole d'azote et les pertes de nitrates qui en résultent ont baissé d'un quart dans le canton de Berne entre 1980 et 2000, que la part de l'agriculture dans la lixiviation totale des nitrates représente environ 70 % (Prasuhn et Mohni 2003) et que les apports de nitrates dans les eaux souterraines, qui ne sont pas dus à l'agriculture, sont restés constants, la teneur moyenne en nitrates devrait alors avoir reculé de 3 à 4 mg NO₃⁻/l au total. D'après ces hypothèses, l'objectif d'une réduction moyenne de 5 mg NO₃⁻/l d'ici 2005 ne devrait donc vraisemblablement pas être complètement atteint. Les résultats du réseau de mesures NAQUA_{SPEZ} (chap. 4), qui montrent une baisse moyenne importante d'environ 2 mg NO₃⁻/l entre 1999–2001 et 2002–03, permettent de supposer que les teneurs en nitrates ont également continué à baisser dans le canton de Berne ces dernières années.

Remerciements

Je remercie U. Lienhard (Laboratoire cantonal, Berne) et F. Muchenberger (Office de l'économie hydraulique et énergétique, Berne) pour la livraison des données et pour les précieuses discussions que nous avons eues. H.-R. Roth (EPFZ) et H.-R. Oberholzer (FAL) m'ont conseillé pour l'évaluation statistique et je tiens à les en remercier. Enfin, je souhaite remercier tout particulièrement mes anciens collègues M. Braun et C. Wüthrich, qui ont fait preuve de beaucoup d'engagement lors du lancement de ce projet.

Bibliographie

- Braun M., Hurni P. et Spiess E., 1994. Phosphor- und Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft und Para-Landwirtschaft. Schriftenreihe der FAC Liebefeld 18. 70 S.
- Braun M., Wüthrich-Steiner C., Spiess E., Stauffer W. et Prasuhn V., 1998. Wirkungskontrolle der Öko-Massnahmen im Gewässerschutz. Agrarforschung 5, 129–132.
- Feuille fédérale, 2002. Message concernant l'évolution future de la politique agricole (Politique agricole 2007) du 29 mai 2002. Chancellerie fédérale, FF V (02.046), 4395–4682.
- Forni D., Gujer H.-U., Nyffenegger L., Vogel S. et Gantner U., 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Agrarforschung 6, 107–110.
- Menzi H., Frick R. et Kaufmann R., 1997. Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Schriftenreihe der FAL 26. 107 S.
- Muchenberger F., 1999. Grundwasserfassungen des Kantons Bern. Datenbank auf elektronischem Datenträger.
- OFEFP, 1993. Situation der Trinkwasserversorgung. Schriftenreihe Umwelt Nr. 212. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage. 128 S.
- Prasuhn V. et Mohni R., 2003. GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Interner Bericht. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz. 223 S. <http://www.reckenholz.ch/doc/de/forsch/umwelt/wasser/wasser.html>
- Schmid M., Neftel A. et Fuhrer J., 2000. Lachgasemissionen aus der Schweizer Landwirtschaft. Schriftenreihe der FAL 33. 131 S.
- Spiess E., 1999. Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft für die Jahre 1975 bis 1995. Schriftenreihe der FAL 28. 46 S.
- Spiess E. et Prasuhn V., 2005. Weniger Nitrat im Grundwasser dank Ökomassnahmen. Agrarforschung (in Vorbereitung).



Figure 1:
Le bassin versant hydrogéologique de Fehraltorf (ZH).

6 Analyse de scénarios pour évaluer les effets de mesures écologiques visant à réduire la lixiviation nitrique en culture assolée

Michel Decrem, Felix Herzog, Jakob Nievergelt, Walter Richner et Ernst Spiess

Le modèle LEACHMN a été utilisé dans des études de scénarios pour évaluer les effets de mesures écologiques mises en œuvre dans le cadre du plan d'action agri-environnemental suisse (PER). Les mesures en question, visant à réduire la lixiviation nitrique en culture assolée, étaient la diminution de la fumure azotée et l'utilisation de cultures piège à nitrates. Les efforts de modélisation à l'échelle d'un petit bassin d'alimentation à dominance agricole situé sur le Plateau suisse ont montré que la mise en œuvre des PER a pu conduire à une baisse moyenne de 30 % ($16 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) des pertes d'azote par lixiviation en culture assolée.

L'objectif global de cette étude était d'évaluer l'effectivité des mesures écologiques visant à réduire la lixiviation nitrique en culture assolée, avec le petit bassin d'alimentation défini comme échelle de référence. Les mesures en question, mises en œuvre dans le cadre des prestations écologiques requises (PER), étaient le bilan de fumure équilibré et la protection appropriée du sol, menant à une implantation de cultures piège à nitrates. Afin d'éviter le coût élevé et l'impraticabilité d'une campagne de mesures au champ étendue et approfondie, nous avons adopté une approche de modélisation pour accomplir cette étude.

Matériels et méthodes

Le bassin d'alimentation de Fehraltorf

Le bassin d'alimentation sur lequel s'est focalisé le projet se situe près de la commune de Fehraltorf, à environ 30 km à l'est de Zurich (fig. 1). Il couvre une superficie de 540 ha, dont 60 % consiste en des terres agricoles. Le climat dans la région est de type tempéré humide

Michel Decrem,
Felix Herzog,
Jakob Nievergelt,
Walter Richner et
Ernst Spiess,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich

avec une moyenne des précipitations d'environ 1'250 mm par an, dont 400 mm de novembre à mars. Le paysage du bassin d'alimentation consiste principalement en une plaine alluviale entourée de collines boisées. La superficie totale des cultures assolées s'élève à 152 ha, avec 158 parcelles partagées entre 29 exploitations agricoles.

Des échantillons provenant de deux puits d'approvisionnement en eau potable sont analysés régulièrement pour suivre la qualité de l'eau souterraine. Avant 1993, le bassin d'alimentation de Fehraltorf était considéré comme une zone problématique, avec une concentration en nitrates de l'eau captée dans la nappe souterraine approchant la valeur maximale admise de 40 mg l⁻¹. Depuis le début de la mise en œuvre des mesures écologiques en 1993, la concentration en nitrates a baissé à environ 15 mg l⁻¹, largement en dessous de la valeur de l'objectif de qualité fixée à 25 mg l⁻¹. Il est à noter que la période aux alentours de 1993 a vu le démarrage d'un projet majeur de rénovation du système d'égouttage dans les communes avoisinant le bassin d'alimentation (Krejci *et al.* 1994), ce qui a également pu contribuer à faire baisser la teneur en nitrates des eaux souterraines.

L'occupation de l'espace a été cartographiée au moyen de photographies aériennes prises en août 2000. L'information sur les sols provient de la base de données et de la carte des sols au 1:5'000 du canton de Zurich (VDZH 1998). Les données détaillées concernant la gestion agricole au niveau du champ requises par le modèle (culture semée; rendement de récolte; quantité et type de fertilisant appliqué; date de semis, récolte, travail du sol, fertilisation) ont été obtenues pour 1998–2003, à partir des calendriers culturaux fournis par les agriculteurs à l'occasion d'enquêtes. Les données journalières de précipitation ont été recueillies auprès de la station météorologique de Pfaeffikon située à proximité du bassin d'alimentation. Les autres variables climatiques journalières standard utilisées comme entrées par le modèle ont été mesurées à la station d'Agroscope FAL-Reckenholz, Zurich.

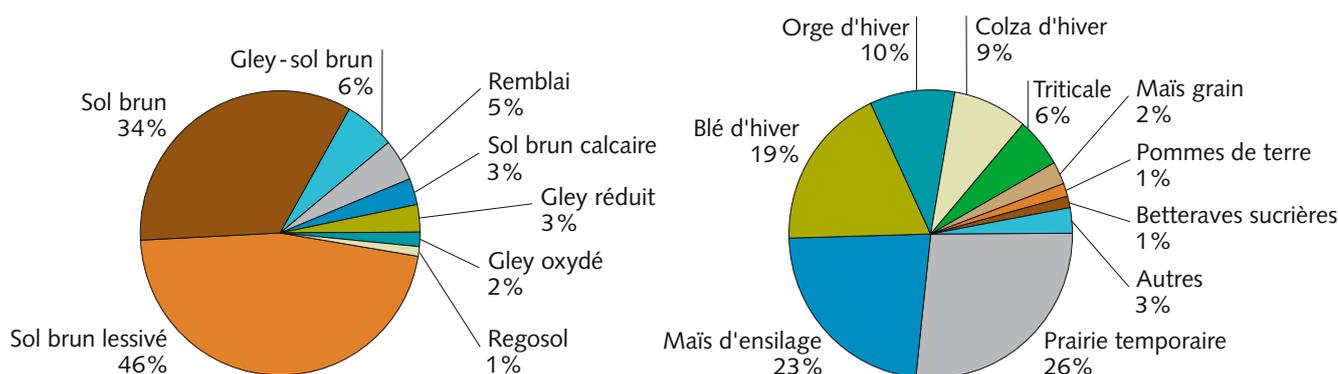
La Figure 2 renseigne sur la répartition des sols et des cultures dans les terres assolées de la zone d'étude pendant la période 1998–2003. Les sols prédominants étaient les sols bruns (Cambisols), caractérisés par une texture limoneuse. Seule une très faible proportion des sols (< 4 %) est drainée artificiellement.

Les cultures herbagères et fourragères (prairie temporaire et maïs d'ensilage) dominaient en occupant environ 50 % de la surface assolée. Une succession culturale type était : prairie temporaire (sur deux ans), maïs d'ensilage, blé d'hiver, colza d'hiver. En règle générale, des cultures piège à nitrate étaient implantées avant les cultures de printemps. En raison de leur aptitude fourragère, les mélanges herbe-trèfle hivernants étaient utilisés de préférence à d'autres cultures piège à nitrates tel que la phacélie.

Figure 2:
Répartition des types de sol (à gauche) et des cultures (à droite) dans les terres assolées du bassin d'alimentation de Fehraltorf, durant la période 1998–2003.

Le modèle LEACHMN

Pour mener à bien cette étude nous avons choisi LEACHMN (Hutson 2003), qui est un modèle quantitatif et déterministe simulant tous les processus majeurs qui déterminent les entrées, transformations et sorties de l'azote dans les sols agricoles. La figure 3 présente schématiquement les principaux flux et états de l'azote du système sol-plante-atmosphère, dans une version modifiée du modèle (la partie concernant les fertilisants organiques a



été transformée). Les pools d'azote minéral comprennent le nitrate et l'ammonium. L'azote organique est classé comme étant à cycle lent (humus) ou à cycle rapide (résidus de culture, fèces issues des fertilisants organiques). Les pools d'azote minéral reçoivent de l'azote par fumure, déposition atmosphérique, minéralisation et nitrification, et perdent de l'azote par volatilisation, dénitrification, immobilisation, prélèvement des cultures et lixiviation.

L'ammonium peut être en solution ou adsorbé sur la matrice de sol. Une simple approche capacitive de type «seau basculant» est utilisée pour décrire le transfert de l'eau et de l'azote à travers le profil de sol. L'écoulement préférentiel dans les macropores et le drainage artificiel ne sont pas pris en compte par le modèle. Parce qu'il ne décrit pas la fixation symbiotique, LEACHMN ne se prête pas bien à l'étude des transferts d'azote dans les systèmes herbagers pour lesquels la quantité d'azote fixée symbiotiquement est un poste important du budget azoté.

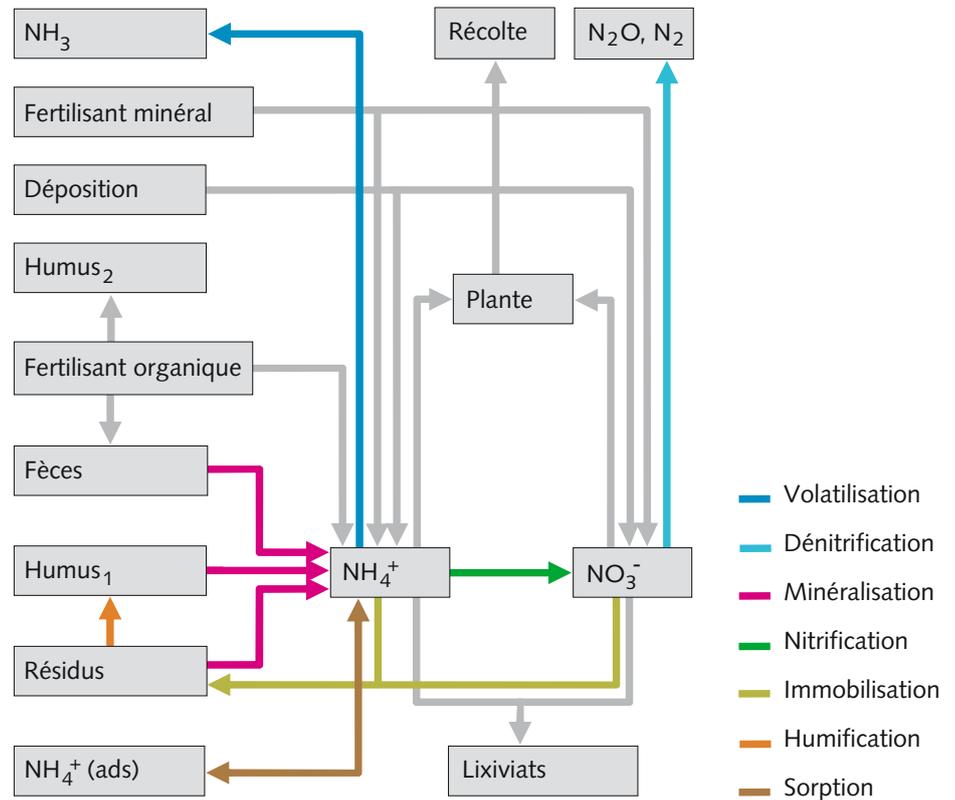


Figure 3: Diagramme bloc du cycle de l'azote dans une version adaptée de LEACHMN.

Calibrage à l'échelle du lysimètre

LEACHMN a été calibré au moyen de mesures de drainage, de lixiviation nitrique et d'exportation d'azote par les récoltes provenant d'une étude lysimétrique réalisée à Agroscope FAL Reckenholz pendant la période 1992–1999 (Nievergelt 2002). La méthode de modélisation inverse SUFI-2 (Abbaspour *et al.* 2004) a été appliquée pour obtenir le plus petit écart possible entre les valeurs simulées par le modèle et les valeurs observées, tout en veillant à ce que les valeurs utilisées pour les paramètres du modèle soient en accord raisonnable avec les données de la littérature (par ex. Schmied *et al.* 2000). Les douze grands lysimètres pesables (2 m de diamètre, 2 m de profondeur) étaient utilisés comme des systèmes drainant librement. Le sol contenu dans les lysimètres numérotés de 7 à 12 – un sol brun dérivé de dépôts morainiques, ayant une texture limoneuse et une pierrosité inférieure à 5 % – est comparable à la plupart des sols du bassin d'alimentation de Fehraltorf. La succession culturale incluait diverses plantes à graines et à tubercules avec la phacélie utilisée comme culture piège à nitrates, et peut être considérée comme représentative d'une pratique culturale normale. Seuls des fertilisants minéraux étaient utilisés, à des doses conformes au système de recommandation de fumure des Stations Fédérales de Recherche Agronomique suisses (DBF, Walther *et al.* 2001).

Application à l'échelle du bassin d'alimentation

Le modèle a été appliqué à l'échelle du bassin d'alimentation sous l'hypothèse que chaque parcelle individuelle pouvait être assimilée à un système dont le fonctionnement était comparable à celui du lysimètre utilisé dans le calibrage. Les effets éventuels du ruissellement, du drainage artificiel, de l'écoulement latéral subsurface et des remontées de la nappe

phréatique ont donc été négligés. La prise en compte des conditions locales de sol et de culture nécessitait d'ajuster les paramètres d'entrée du modèle et à cette fin, nous avons créé une base de données paramétriques à partir d'une combinaison de mesures existantes, de données littéraires et de dires d'experts.

Les caractéristiques de sol ont été identifiées au niveau parcellaire au moyen de la carte de sol et de la base de données pédologiques du canton de Zurich. Les paramètres hydrauliques du sol ont été estimés en utilisant des fonctions de pédotransfert continues (Wösten *et al.* 1999).

Au niveau parcellaire, l'information sur les rendements de récolte et sur la fumure a été obtenue principalement à partir des déclarations des agriculteurs. Lorsque les données faisaient défaut, le rendement de récolte a été estimé à partir de la moyenne pour le bassin d'alimentation, le canton de Zurich, le territoire national (par ordre décroissant de préférence) pour l'année considérée. Les rendements standard de DBF (Flisch *et al.* 2001) ont été utilisés en dernier recours, quand aucune statistique n'était disponible. L'application d'une règle de proportionnalité a permis d'obtenir le prélèvement d'azote par la culture à partir du rendement du produit de récolte principal. Le facteur de proportionnalité, calculé à partir des données de DBF, a été considéré comme une constante dans l'espace et le temps pour chaque type de culture.

Faute de données disponibles à l'échelle de la parcelle, nous avons recouru aux données tabulées de DBF pour dériver des valeurs standard de concentration en azote pour les différents types de fertilisants organiques. Seul l'azote minéral subsistant après la volatilisation de l'ammoniac a été considéré comme contribuant à l'azote disponible pour la plante. Nous avons supposé que 95 % de la quantité d'azote organique à cycle rapide (Fèces dans la figure 3) était minéralisée au cours de la période de trois ans suivant l'application au champ. A partir de la différence entre l'azote total et la somme de l'azote organique à cycle rapide et de l'azote minéral, nous avons estimé la quantité d'azote organique à cycle lent qui, par hypothèse, est incorporée dans la matière organique du sol et reste indisponible pour les plantes sur une longue période de temps (Humus₂ dans la figure 3).

Pour chaque type de fertilisant organique ou minéral considéré, la perte d'ammoniac par volatilisation a été calculée de façon empirique, au moyen d'un facteur d'émission standard (Menzi *et al.* 1997). Le module de volatilisation d'ammoniac dans LEACHMN n'a pas été utilisé. Pour prendre en compte, de façon plutôt grossière, les effets des techniques de réduction d'émission d'ammoniac lors de l'application, nous avons abaissé le facteur d'émission standard de 50 à 30 % de la quantité d'azote ammoniacal appliquée, dans le cas du lisier. A défaut de données précises, le facteur de dilution a été estimé à une part de lisier pour deux parts d'eau.

La modélisation des herbages temporaires (prairies temporaires et cultures piège à nitrates à mélange graminée-trèfle) a nécessité l'utilisation d'une approche pratique simplifiée, et ce pour deux raisons principales. Premièrement, comme mentionné plus haut, le modèle n'inclut pas une description de la fixation symbiotique d'azote. Deuxièmement, l'information au niveau parcellaire était généralement manquante pour déterminer la fumure azotée et les exportations d'azote avec une précision raisonnable. Dans l'approche que nous avons adoptée, il a été indirectement tenu compte de la fixation symbiotique d'azote à travers le «prélèvement net d'azote», soit la quantité totale d'azote prélevée par la culture réduite de la quantité d'azote fixée symbiotiquement, cette dernière étant estimée au moyen d'une méthode empirique (Boller *et al.* 2003). En ce qui concerne la fumure et les prélèvements azotés dans les prairies temporaires, nous avons supposé que les conditions intensives d'exploitation décrites par DBF constituaient la norme, en accord avec les statistiques régionales fournies par l'Union Suisse des Paysans (USP 1989 etc.). Dans le cas des cultures piège à nitrates, qu'il s'agisse de mélanges graminée-trèfle ou bien d'autres espèces, nous avons obtenu des valeurs cibles standard pour les prélèvements azotés à partir de mesures publiées (Lehmann *et al.* 1991).

Tableau 1. Définition des différents scénarios évalués dans l'étude.

Scénario	Définition
Baseline	Scénario de référence qui reflète la situation sous les PER pendant la période 1998–2003. La couverture des cultures piège à nitrates est supposée être égale à 100 % de toutes les surfaces pouvant être potentiellement couvertes pendant l'hiver.
Semi-historique #1	Fertilisation azotée minérale et organique augmentées respectivement de 28 % et 26 %. En fonction de la culture, le rendement de récolte peut différer d'environ –10 % à +10 %. Tous les autres facteurs restent inchangés.
Semi-historique #2	Comme dans Semi-historique #1 mais la couverture des cultures piège à nitrates tombe à 50 %.
Semi-historique #3	Comme dans Semi-historique #1 mais la couverture des cultures piège à nitrates tombe à 0 % («scénario du pire»).

Tableau 2. Niveaux relatifs de la fumure azotée organique et minérale, du rendement de récolte spécifique et de la couverture des cultures piège à nitrates à travers les différents scénarios.

Scénario	Niveaux relatifs (%)			
	Fumure azotée minérale	Fumure azotée organique	Rendement de récolte spécifique	Couverture des cultures piège à nitrates
Baseline	100	100	100	100
Semi-historique #1	128	126	90–110	100
Semi-historique #2	128	126	90–110	50
Semi-historique #3	128	126	90–110	0

Quatre scénarios

Les différents scénarios mis en oeuvre pour évaluer les effets des PER vis-à-vis de la lixiviation nitrique en culture assolée sont définis dans la Table 1.

Comme stipulé dans le tableau 1, les seules variables qui entrent en jeu dans les scénarios sont la fumure azotée organique ou minérale, le rendement de récolte spécifique et la couverture des cultures piège à nitrates. Le tableau 2 examine de façon détaillée les niveaux relatifs de ces variables à travers les différents scénarios.

Les taux de fumure et les rendements de récolte utilisés dans «Semi-historique #1–3» ont été déterminés sur base de données historiques. Pour chacun des paramètres considérés, nous avons calculé les ratios de la moyenne d'avant les PER par rapport à la moyenne contemporaine, à un niveau tantôt régional, tantôt national, et nous avons utilisé ces ratios comme coefficients d'échelle pour dériver, au niveau parcellaire, les données historiques à partir des données contemporaines de «Baseline». Pour les engrais animaux, nous avons basé notre approche sur les données des recensements agricoles fournies par l'Office fédéral de la statistique suisse pour les trois communes avoisinant le bassin d'alimentation (OFS 2004). Nous avons utilisé la production d'engrais de ferme pour 1990 et 2002, estimée à partir des nombres d'animaux d'élevage, et nous avons calculé un coefficient d'échelle de 1,26. Pour la fumure minérale, nous avons utilisé la moyenne de la consommation nationale rapportée à la SAU totale pour 1989–1993 et 1998–2002 (Spiess et Richner, chapitre 3 du présent rapport), et nous avons calculé un coefficient d'échelle de 1,28. Pour le rendement de culture, nous avons utilisé la moyenne nationale pour 1989–1993 et 1998–2002, estimée à partir des données annuelles fournies par l'Union suisse des paysans (USP 1989 etc.), et nous avons calculé un coefficient d'échelle variant de 0,88 à 1,09 selon la culture

Tableau 3. Moyenne du rendement national pour la période d'avant les PER (1989–1993) et la période contemporaine (1998–2002), et coefficient d'échelle dérivé. Source: USP (1989 et suivants).

	Moyenne du rendement national (dt ha ⁻¹)		
	Période 1989–1993	Période 1998–2002	Coefficient d'échelle ¹⁾
Maïs d'ensilage	177,9	165,0	1,08
Maïs grain	85,0	91,8	0,93
Orge de printemps	49,1	51,7	0,95
Avoine de printemps	51,9	51,8	1,00
Blé de printemps	53,2	48,9	1,09
Triticale	55,2	60,4	0,91
Orge d'hiver	61,2	60,4	1,01
Colza d'hiver	28,2	30,1	0,94
Seigle d'hiver	54,0	61,1	0,88
Blé d'hiver	59,6	58,3	1,02
Pommes de terre	416,7	389,2	1,07
Betteraves à sucre	658,6	695,9	0,95

¹⁾ Ratio de la moyenne 1989–1993 par rapport à la moyenne 1998–2002

considérée (tab. 3). Pour les prairies temporaires, le coefficient d'échelle a été fixé arbitrairement à 1, en raison de la pénurie d'information au sujet des rendements.

L'examen des archives historiques a révélé que les rendements des cultures d'avant les PER ne différaient pas très sensiblement de ceux de la période contemporaine, malgré les niveaux de fumure généralement plus élevés pratiqués dans le passé. En extrapolant les chiffres nationaux au bassin d'alimentation de Fehrltorf, la différence relative de production pour les cultures assolées excepté la prairie temporaire peut être estimée proche de 0 % entre les deux périodes, à occupation de l'espace et distribution des cultures constants. L'adoption de technologies plus avancées, dont l'utilisation de variétés culturales à plus haut rendement, semble avoir partiellement compensé les effets de la réduction de la fumure azotée.

Les niveaux de couverture des cultures piège à nitrates adoptés pour les différents scénarios ont été déterminés quelque peu arbitrairement, en raison de l'information limitée disponible au niveau parcellaire. Dans «Baseline», le niveau de 100 % traduit l'hypothèse d'une mise en œuvre complète et minutieuse de la couverture du sol en tant que mesure écologique. Dans «Semi-historique #2», le niveau de 50 % par rapport au maximum vise à approcher au mieux la réalité d'avant les PER. Dans «Semi-historique #3», le niveau de 0 % est sans fondement réel et n'a d'autre but que de permettre l'estimation du potentiel de réduction maximal de la lixiviation nitrique atteignable par la mise en œuvre de la couverture du sol en tant que mesure écologique.

Pour obtenir la couverture relative de 50 % dans «Semi-historique #2», les cultures piège à nitrates ont été retirées une à une de manière aléatoire, exception faite du petit nombre de celles qui recevaient une fumure azotée en automne, qui ont été gardées par commodité. Il s'ensuit que «Semi-historique #3» présente une légère réduction de la fumure azotée par rapport à «Semi-historique #2», puisque toutes les cultures piège à nitrates subsistantes ont été retirées. Néanmoins, «Semi-historique #3» a été surnommé «scénario du pire», en référence aux effets néfastes prévisibles de la jachère hivernale sur la lixiviation nitrique.

«Semi-historique #1–3» ont été conçus pour mettre en lumière les effets des mesures de réduction de la lixiviation nitrique tout en veillant à ce que la comparaison de leurs résultats avec ceux de «Baseline» ait du sens. Par conséquent, nous avons maintenu constant à tra-

vers les scénarios des facteurs tels que les conditions climatiques, l'occupation de l'espace, la succession et la distribution des cultures, la composition des fertilisants organiques, la déposition atmosphérique et les taux d'émission d'ammoniac, avec les conditions de 1998–2003 servant de base de référence.

Résultats et discussion

Calibrage à l'échelle du lysimètre

La case lysimétrique no. 8 a été sélectionnée en vue du calibrage, en vertu de son comportement jugé normal et représentatif. Le drainage et la lixiviation nitrique ont été simulés durant la période 1992–1999 et les résultats sont présentés sur la figure 4. Les caractéristiques du flux de drainage sont bien reproduites par le modèle. En revanche, pour la lixiviation nitrique, des écarts de plus de 100 % se produisent entre valeurs simulées et observées pour certaines années. Même si LEACHMN ne peut pas capturer tous les aspects de la lixiviation nitrique, la moyenne à long terme (environ 33 kg N ha⁻¹ an⁻¹) est raisonnablement bien estimée.

Application à l'échelle du bassin d'alimentation et analyse de scénarios

La dynamique de l'eau et de l'azote a été simulée à pas de temps journalier sur la période janvier 1998 – décembre 2003, pour chaque parcelle individuelle et chaque scénario. Les résultats obtenus à l'échelle de la parcelle ont été pondérés par la superficie en vue de l'agrégation, et des valeurs moyennes ont été calculées à l'échelle du bassin d'alimentation pour la période octobre 1998 – septembre 2003. Afin de déterminer correctement les conditions initiales, nous avons fait tourner le modèle avec des pratiques culturales représentatives sur les sept dernières années précédant le temps initial. En guise de précaution supplémentaire, les résultats pour la période janvier – octobre 1998 ont été mis au rebut.

La figure 5 montre la distribution de fréquence du niveau annuel moyen simulé de la lixiviation nitrique à l'échelle de la parcelle, à travers les différents scénarios. Dans «Baseline», la lixiviation variait entre 10 et 160 kg N ha⁻¹ an⁻¹. Cependant, pour la majorité des parcelles la lixiviation était comprise entre 15 et 70 kg N ha⁻¹ an⁻¹. Cette variation plutôt modérée peut être attribuée au fait que le type de sol et le mode d'exploitation des cultures étaient relativement homogènes à travers le bassin d'alimentation. La valeur la plus fréquente, qui s'établit aux alentours de 30 kg N ha⁻¹ an⁻¹, est proche de la moyenne à long terme mesurée sur case lysimétrique. La partie supérieure de la distribution correspond à des situations où les apports azotés sont relativement élevés en comparaison avec les exportations par les récoltes, à cause soit d'une surfertilisation azotée ou de l'échec de la culture. La dizaine de points aberrants, présentant des valeurs comprises entre 70 et 160 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (non représentées sur la figure), correspondent à des sols de type gley à forte teneur en matière organique, pour lesquels l'applica-

Figure 4: Comparaison entre les valeurs observées (■) et simulées (◆) pour le flux de drainage (a) et la lixiviation nitrique (b) pour la case lysimétrique #8 pendant 1992–1999. La séquence culturale est indiquée dans l'encadré.

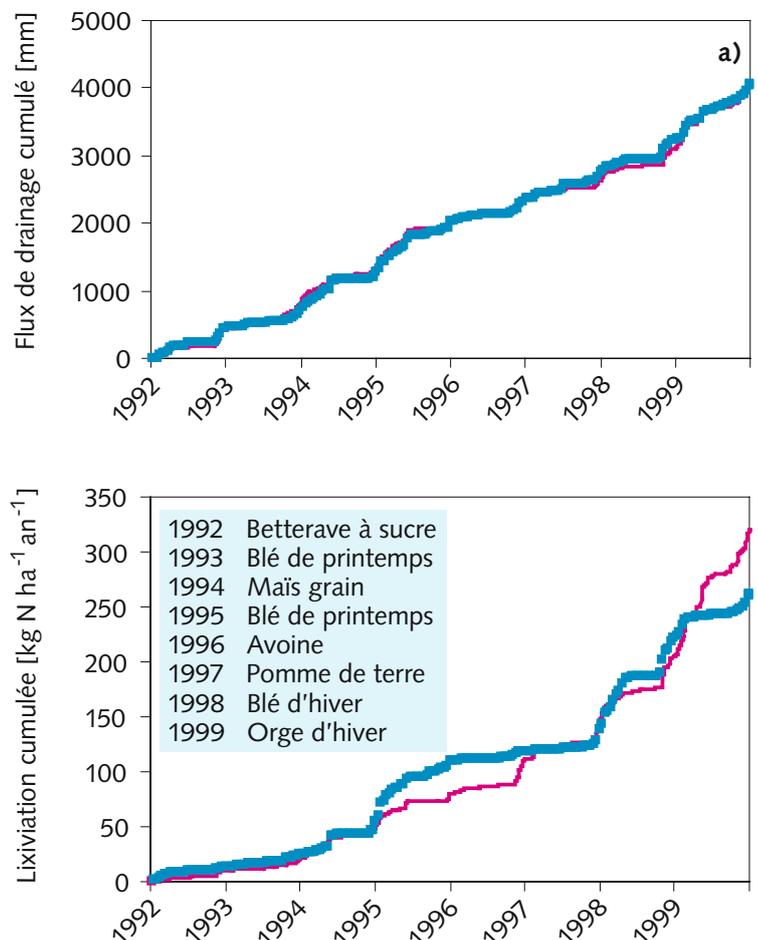


Figure 5: Distribution de fréquence de la moyenne annuelle de la lixiviation nitrique simulée au niveau parcellaire, à travers les différents scénarios. (1: médiane; 2 & 3: quartiles supérieur & inférieur; 4 & 5: valeurs adjacentes supérieure & inférieure).

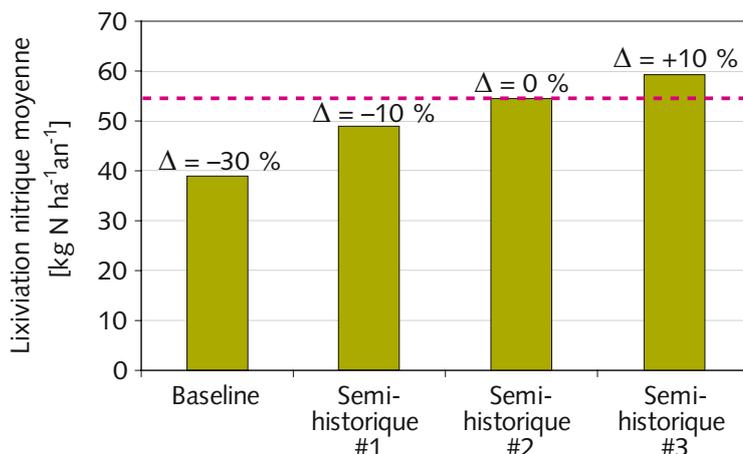
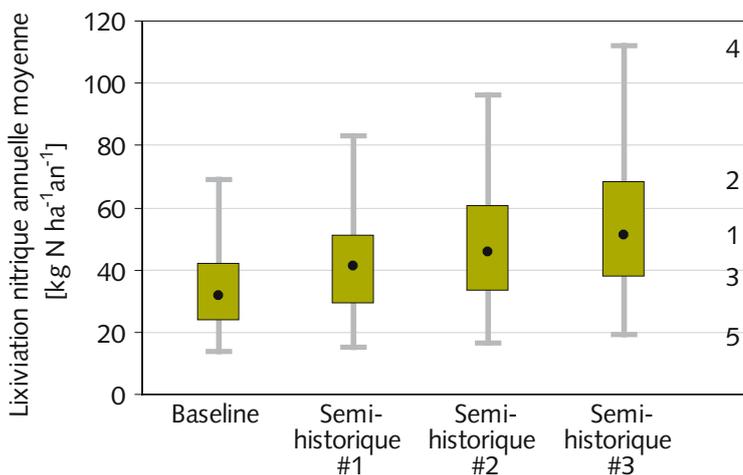


Figure 6: Lixiviation nitrique à travers les différents scénarios, avec valeurs annuelles moyennes agrégées à l'échelle du bassin d'alimentation. La différence relative de niveau par rapport à «Semi-historique #2» est symbolisée par Δ.

tion du modèle est questionnable. De façon frappante, nous observons que la distribution de fréquence de la lixiviation nitrique s'élargit et se déplace vers des valeurs plus élevées alors que nous nous rendons de «Baseline» à «Semi-historique #3», c'est-à-dire alors que les mesures de réduction de la lixiviation nitrique deviennent moins contraignantes.

Le tableau 4 informe sur le bilan de masse de l'azote de la zone racinaire pour les différents scénarios. Le drainage moyen simulé est d'environ 720 mm par an (approximativement 60 % de la moyenne annuelle des précipitations) et ne varie pratiquement pas d'un scénario à l'autre. Nous relevons que la lixiviation moyenne simulée varie de 39 kg N ha⁻¹ an⁻¹ pour «Baseline» à 59 kg N ha⁻¹ an⁻¹ pour «Semi-historique #3». A travers les scénarios, la différence entre les sommes des entrées et sorties d'azote est soit proche de zéro

(«Baseline»), soit légèrement positive («Semi-Historique #1–3»), ce qui signifie que la quantité d'azote du sol reste constante ou bien augmente légèrement avec le temps, principalement sous la forme d'azote organique incorporé dans humus. Nous remarquons que la variation du prélèvement des cultures moyen simulé est un peu plus grande qu'attendu entre «Baseline» et «Semi-historique #1», étant donné la supposition d'une variation presque nulle de la production totale des cultures. Ceci indique que toutes les valeurs cible pour le prélèvement azoté des cultures ne peuvent être atteintes dans «Baseline», probablement à cause d'une légère surestimation de la demande azotée des cultures.

Conclusions

En se plaçant dans une perspective d'évaluation des PER, et en admettant que «Semi-historique #2» est le scénario qui se rapproche le mieux des conditions de fertilisation azotée et de couverture du sol qui prévalaient dans le bassin d'alimentation de Fehraltorf avant la mise en oeuvre des PER, la comparaison quantitative des différents résultats révèle que la limitation de la fumure azotée a entraîné une

diminution de 10 kg N ha⁻¹ an⁻¹ de la lixiviation nitrique moyenne, alors que l'utilisation accrue de cultures piège à nitrates a résulté en une diminution additionnelle de 6 kg N ha⁻¹ an⁻¹. Au total, l'effet cumulé des PER se traduit par une baisse moyenne de la lixiviation nitrique de 16 kg N ha⁻¹ an⁻¹, ou de 30 % en termes relatifs. La figure 6 récapitule les résultats obtenus pour la lixiviation nitrique à travers les différents scénarios, et illustre les différences relatives de niveau par rapport à «Semi-historique #2».

A ce stade, il convient d'aborder la problématique de la validité des prédictions du modèle. En raison du manque d'information concernant les flux d'eau souterraine et les sources d'azote nitrique autres que les cultures assolées, nous ne pouvons corroborer nos simulations en utilisant les données sur la diminution de la teneur en nitrates dans la nappe phréatique. Une estimation de l'incertitude de prédiction s'avère dès lors indispensable en vue d'évaluer la signification de nos résultats.

Provenant de sources multiples – la structure du modèle, les divers jeux de données utilisés pour le calibrage et l'application du modèle, ainsi que la méthodologie concernant le

Tableau 4. Bilan de masse de l'azote à travers les différents scénarios, avec valeurs annuelles moyennes agrégées à l'échelle du bassin d'alimentation (kg N ha⁻¹ an⁻¹). Pour les entrées et sorties d'azote, les différences relatives par rapport à «Baseline» sont indiquées entre parenthèses (%).

Flux et stockages	Baseline	Semi-historique #1		Semi-historique #2		Semi-historique #3	
Déposition atmosphérique ¹⁾	26,2	26,2	(+0)	26,2	(+0)	26,2	(+0)
Fertilisant minéral	67,3	85,9	(+28)	85,9	(+28)	85,3	(+27)
NH ₄ -N de fertilisant organique	48,4	61,0	(+26)	61,0	(+26)	61,0	(+26)
N _{org} à cycle rapide, de fertilisant organique ²⁾	27,0	34,0	(+26)	34,0	(+26)	33,9	(+26)
N _{org} à cycle lent, de fertilisant organique ³⁾	39,0	49,2	(+26)	49,2	(+26)	47,8	(+23)
Résidus de culture	41,6	45,3	(+9)	43,2	(+4)	40,8	(-2)
Σ Entrées	249,5	301,7	(+21)	299,6	(+20)	295,1	(+18)
Prélèvement des cultures	180,3	196,3	(+9)	191,2	(+6)	186,3	(+3)
Lixiviation	38,9	48,9	(+25)	54,5	(+40)	59,3	(+52)
Volatilisation	19,7	24,8	(+26)	24,8	(+26)	24,7	(+25)
Dénitrification	10,7	14,6	(+37)	15,7	(+47)	16,8	(+57)
Σ Sorties	249,7	284,5	(+14)	286,2	(+15)	287,1	(+15)
Δ stockage N organique	-2,7	13,6		10,6		5,7	
Δ stockage N minéral	2,7	3,8		3,1		2,5	
Σ Δ stockages	0,1	17,4		13,7		8,3	

¹⁾ niveau basé sur les données de l'OFEP (2004)

^{2), 3)} correspondent respectivement à Fèces et à Humus₂ de la Figure 3

calibrage, le changement d'échelle d'application et la conception des scénarios – l'incertitude sur les prédictions du modèle peut être substantielle, encore que difficile à quantifier de manière appropriée. Cependant, une forte incertitude de prédiction ne disqualifie pas automatiquement le modèle pour l'aide à la décision (Reichert et Borsuk 2005). L'incertitude affectant la différence entre des prédictions issues de différents scénarios – ce qui est là où se situe notre principal intérêt – peut être significativement plus faible que l'incertitude affectant des prédictions prises isolément. Une analyse approfondie de l'incertitude de prédiction fera l'objet de la prochaine phase de notre recherche.

Remerciements

Nous tenons à remercier Karim Abbaspour (EAWAG) pour nous avoir fourni le programme de modélisation inverse SUFI-2. Nous sommes également reconnaissants envers René Gämperle et Samuel Gerber (Service-conseil Strickhof Lindau), Olivier Huguenin, Reto Mani, Martin Ramsauer, Ömer Resitoglu et Erich Szerencsits (Agroscope FAL Reckenholz) pour l'inspiration, l'information ou les commentaires critiques qu'ils nous ont apportés.

Bibliographie

- Abbaspour K.-C., Johnson A. et van Genuchten M.-T., 2004. Estimating uncertain flow and transport parameters using a sequential uncertainty fitting procedure. *Vadose Zone Journal* 3, 1340–1352.
- Boller B., Lüscher A. et Zanetti S., 2003. Estimation de la fixation biologique de l'azote par les mélanges de trèfles et de graminées. *Les cahiers de la FAL* 45, 47–54.
- Flich R., Herter U., Kessler W., Menzi H., Walther U., Jeangros B., Pellet D., Ryser J.-P., Vulliod P.A., Frick R. et Berner A., 2001. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau. *Agrarforschung* 8(6), 4–80.

- Hutson J.-L., 2003. LEACHM – Model description and user's guide. School of Chemistry, Physics & Earth Sciences, The Flinders University of South Australia, Adelaide, Australia. <www.scieng.flinders.edu.au/cpes/people/hutson_j/leachweb.html>.
- Krejci V., Fankhauser R., Gammeter S., Grottker M., Harmuth B., Merz P. et Schilling W., 1994. Integrierte Siedlungsentwässerung, Fallstudie Fehraltorf. EAWAG report No.8, Dübendorf. 268 p.
- Lehmann J., Briner H.-U. et Rosenberg E., 1991. Zwischenkulturen – was können sie und was können sie nicht? Landwirtschaft Schweiz Band 4 (4), 151–158.
- Menzi H., Frick R. et Kaufmann R., 1997. Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Cahiers de la FAL 26. 107 pp.
- Nievergelt J., 2002. Nitrat und Fruchtfolgen 20 Jahre lang beobachtet. Agrarforschung 9, 28–33.
- OFEFP, 2004. Carte des dépôts azotés pour la Suisse – Situation en 1998. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage <<http://stratus.meteotest.ch/lugis/map/presentation>>.
- OFS, 2004. Neuchâtel, Office fédéral de la statistique, communication personnelle.
- Reichert P. et Borsuk M.-E., 2005. Does high forecast uncertainty preclude effective decision support? Environmental Modeling and Software 20, 991–1001.
- Schmied B., Abbaspour K.-C. et Schulin R., 2000. Inverse estimation of parameters in a nitrogen model using field data. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 533–542.
- Union suisse des paysans (USP), 1989 etc. Statistiques et évaluations concernant l'agriculture et l'alimentation. SBV-USP Brugg.
- Volkswirtschaftsdirektion des Kantons Zürich (VDZH), 1998. Landwirtschaftliche Bodenkarte des Kantons Zürich 1:5'000. Amt für Landschaft und Natur, Fachstelle Bodenschutz Zürich.
- Walther U., Ryser J.-P. et Flisch R., 2001. Données de base pour la fumure des grandes cultures et des herbages (DBF). FAL Zürich et RAC Yvonand. Revue Suisse d'Agriculture 33 (3), 1–80.
- Wösten J.-H.-M., Lilly A., Nemes A. et Le Bas C., 1999. Development and use of a database of hydraulic properties of european soils. Geoderma 90, 169–185.

kg N ha⁻¹ an⁻¹

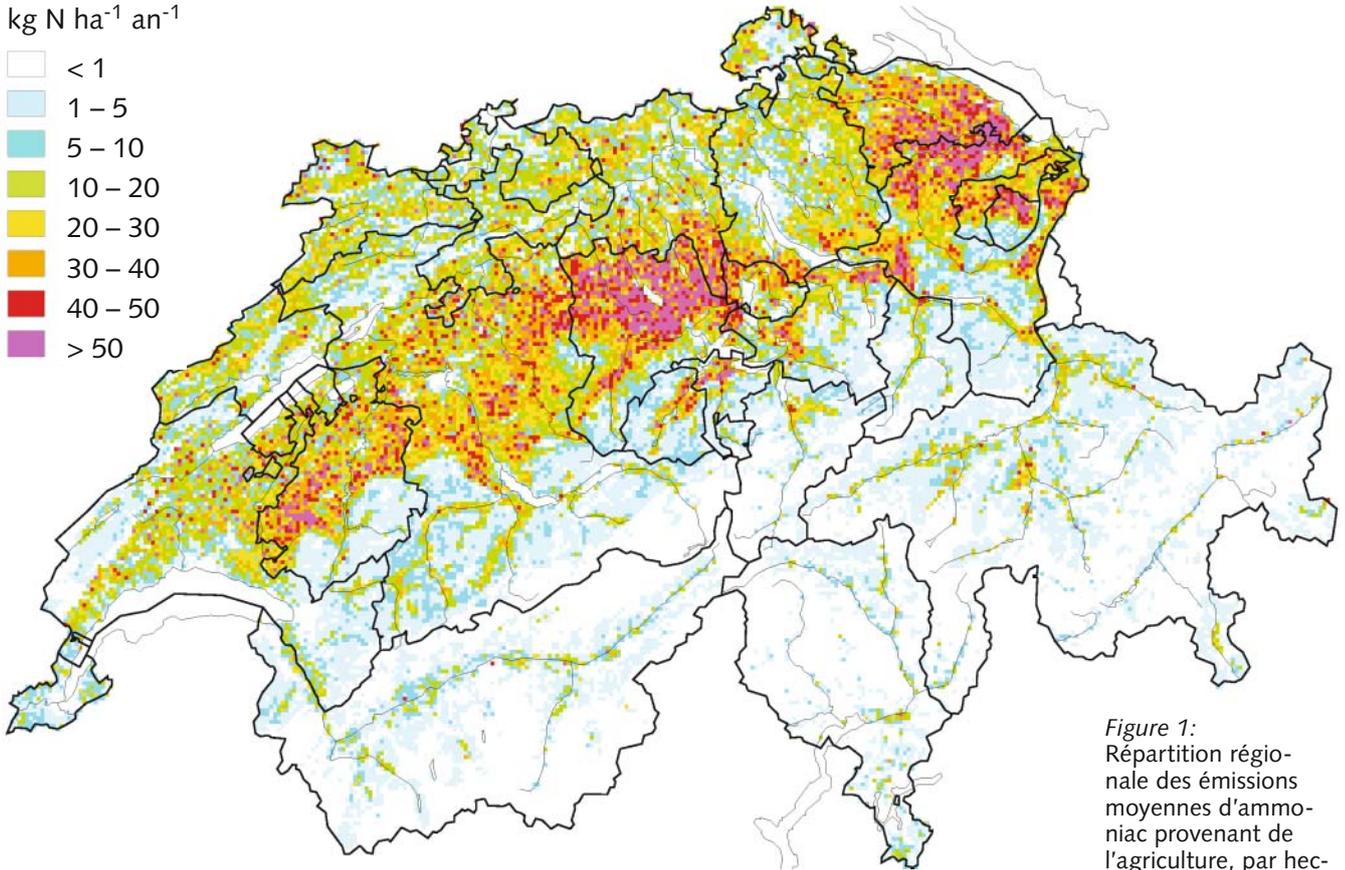


Figure 1:
Répartition régionale des émissions moyennes d'ammoniac provenant de l'agriculture, par hectare de surface agricole utile. N'ont pas été pris en compte l'estivage du bétail, les contrats de reprise d'engrais de ferme, ainsi que les 0,7 kt N, qui sont liés à l'épandage de boues d'épuration (Reidy et Menzi 2005a).
Source: GG25
©2003 swisstopo

7 Emissions d'ammoniac provenant de l'agriculture suisse

Harald Menzi

Les émissions d'ammoniac représentent la plus importante perte d'azote de l'agriculture suisse. Parallèlement, elles constituent également le type de pertes d'azote le plus directement influençable. Il existe différentes mesures permettant de réduire les émissions. En outre, le potentiel de réduction des pertes est relativement facile à évaluer. La majeure partie des pertes est liée à la détention animale et à la gestion des engrais de ferme. L'objectif de réduction à moyen terme fixé par le protocole de Göteborg a déjà été dépassé. Par contre, pour remplir l'objectif de réduction à long terme du Conseil fédéral, il faudra réduire encore de 40 à 50 % les émissions d'ammoniac provenant de l'agriculture.

Pour l'agriculture suisse, les émissions d'ammoniac représentent la source de pertes d'azote (N) la plus significative. Elles contribuent environ aux deux tiers des retombées atmosphériques, qui entraînent l'acidification et l'eutrophisation des écosystèmes sensibles. D'autre part, l'ammoniac (NH₃) joue également un rôle important dans l'atmosphère pour la formation d'aérosols secondaires.

Dans le cadre de la convention ONU/CEE sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, la Suisse s'est engagée en ratifiant le protocole de Göteborg, à réduire les émissions annuelles d'ammoniac d'environ 13 % d'ici 2010 par rapport à leur niveau de 1990, ce qui équivaut à une baisse de 59,3 kt N à 51,9 kt N. Cette réduction des émissions représente une étape d'un projet d'envergure qui vise le respect des «Critical Loads» pour

Harald Menzi,
Haute école
suisse d'agronomie
(HESA),
CH-3052 Zollikofen

les apports d'azote dans les écosystèmes sensibles, objectif écologique à long terme du protocole de Göteborg et du Conseil fédéral (1999), qui prône une réduction de 25 à 30 kt N des émissions d'ammoniac sur l'ensemble du territoire suisse.

L'agriculture est responsable de près de 90 % des pertes d'ammoniac (Stadelmann *et al.* 1996, Reidy et Menzi 2005a). Près de 90 % des pertes agricoles sont liées à la détention animale et à la gestion des engrais de ferme. Les pertes d'ammoniac représentent le processus de pertes d'azote le plus significatif de l'agriculture suisse. C'est aussi un processus de pertes qu'il est possible d'influencer de manière nettement plus ciblée que la lixiviation des nitrates ou la dénitrification. C'est pourquoi il est possible d'évaluer le potentiel de réduction de pertes de manière relativement fiable. Une estimation de ce type a été réalisée par Menzi *et al.* (1997) et indique un potentiel de réduction compris entre 20 et 25 % par rapport à 1990. Les premières estimations de Reidy et Menzi (2005b) indiquent un potentiel de réduction qui devrait pouvoir être atteint d'ici 2020 en étant réaliste, soit environ 20 % par rapport à 2000 (env. 35 % par rapport à 1990).

Matériel et méthodes

Modèle de calcul des émissions

Le calcul des émissions a été effectué à l'aide du modèle DYNAMO (Menzi *et al.* 2003, Reidy et Menzi 2005a). DYNAMO est une version remaniée et plus développée de l'ancienne simulation qui a été utilisée pour les inventaires de 1990 et 1995 (Menzi et Katz 1997, Menzi *et al.* 1997). DYNAMO calcule les émissions pour les différents niveaux d'émissions de la détention animale (pâtures, étables/aires d'exercice extérieures, stockage des engrais de ferme, épandage des engrais de ferme) sur la base du flux d'azote. Cette méthode permet d'effectuer des calculs dynamiques, qui tiennent compte automatiquement des interactions entre les différents domaines en cas de changement des données initiales relatives à la technique de production. Le modèle comprend un taux d'émission en pourcentage du flux d'azote correspondant à chaque niveau d'émissions et chaque catégorie d'animal. Les variables relatives à la technique de production sont prises en compte via des fonctions ou des facteurs de correction. Le calcul englobe 24 catégories d'animaux, 3 systèmes d'engrais de ferme et près de 400 variables relatives à la technique de production. Enfin, la simulation permet également de calculer les pertes liées à l'utilisation d'engrais azotés minéraux, ainsi que les «émissions pédogéologiques» de la surface agricole utile.

Données relatives à la technique de production

Les émissions d'ammoniac sont largement influencées par la technique de production (détention animale, affouragement, gestion des engrais de ferme, fumure). Pour que les données relatives à la technique de production soient objectives et représentatives et permettent de prendre en compte d'éventuels changements à l'avenir, une enquête représentative a été réalisée. L'Office fédéral de la statistique (OFS) a prélevé au hasard un échantillon représentatif dans 36 catégories (3 régions géographiques x 3 altitudes x 4 types d'exploitation). Cet échantillon représentait environ 7 % des exploitations agricoles en Suisse (sans les petites exploitations) et comprenait au moins 50 exploitations par catégorie. Un questionnaire complet, simple à remplir et pouvant être dépouillé à l'ordinateur, a été envoyé à ces exploitations. Il comprenait des questions sur tous les paramètres significatifs et faciles à enregistrer qui caractérisent la technique de production (p. ex. système de stabulation, affouragement, pâture, gestion des engrais de ferme). Un total de 50 % des questionnaires a été retourné (il fallait au moins un taux de 40 %), ce qui a permis d'intégrer 1'950 exploitations dans les calculs. Reidy et Menzi (2005a) fournissent des informations complémentaires sur l'organisation et l'interprétation de l'enquête. Pour les années 2000 et 2003, on a utilisé les mêmes hypothèses relatives à la technique de production que celles tirées de l'enquête réalisée fin 2002.

Bases statistiques

Les données statistiques relatives aux nombres d'animaux et aux surfaces agricoles ont été mises à disposition par l'OFS pour chaque exploitation. Pour des questions de protection des données, l'OFS préserve l'anonymat de ces informations en les associant aux données relatives à la technique de production des exploitations ayant participé à l'enquête. L'estimation est également basé sur les données de l'OFS.

Méthode de calcul des émissions

Les émissions ont été calculées individuellement pour les 1'950 exploitations, pour lesquelles on disposait de données détaillées sur la technique de production grâce à l'enquête. Sur la base de ces résultats, on a calculé un facteur d'émission moyen pour chaque catégorie d'animaux et niveau d'émission des 36 catégories (moyenne pondérée). Ces facteurs d'émissions ont été utilisés pour le calcul prévisionnel des émissions totales. Pour chaque exploitation suisse, on a ensuite multiplié les facteurs d'émissions correspondant à la catégorie de l'exploitation par le nombre d'animaux. Enfin, les émissions provenant de la production végétale, qui comprennent les émissions de fond des surfaces agricoles et les émissions liées aux apports d'engrais minéraux ont été ajoutées. Les résultats ont été présentés sous forme de cartes par l'entreprise Meteotest (Berne). Pour ce faire, les émissions issues de l'étable et du stockage des engrais de ferme ont été attribuées à des points précis correspondant géographiquement à l'emplacement d'exploitations individuelles, tandis que les émissions provenant des pâturages et de l'utilisation des engrais de ferme ont été réparties sur toute la surface des communes. En l'absence de données correspondantes, il n'a pas été possible de déterminer plus précisément le lieu d'épandage des engrais de ferme (ni de prendre en compte les contrats de reprise d'engrais de ferme).

Evaluation de l'évolution temporelle

Pour évaluer l'évolution dans le temps, les émissions des années 2000 et 2003 ont été comparées à celles de 1990. Pour y parvenir, les calculs de 1990 ont été adaptés à la nouvelle méthode de calcul. La comparaison a donné un pourcentage de correction de -3,4 % pour les émissions agricoles par rapport aux calculs de Menzi *et al.* (1997). En ce qui concerne les hypothèses relatives à la technique de production en 1990, on a utilisé les estimations des experts nationaux décrites par Menzi *et al.* (1997).

Exactitude du calcul

La majeure partie des paramètres relatifs à la technique de production, qui entrent dans le modèle comme variables, rendent difficile la réalisation d'une analyse complète des facteurs sensibilité et incertitude. On peut toutefois répertorier trois types de sources d'erreurs:

1. Incertitudes par rapport aux facteurs de correction et d'émission utilisés dans le modèle.
2. Incertitudes qui proviennent d'indications erronées par rapport au nombre d'animaux et aux paramètres relatifs à la technique de production utilisés dans le modèle.
3. Représentativité insuffisante des exploitations saisies.

Des comparaisons détaillées entre les principaux modèles employés en Europe pour calculer les flux d'azote dans les entreprises agricoles indiquent une bonne coïncidence des modèles (Menzi *et al.* 2003). On peut donc considérer que DYNAMO correspond à l'état actuel des connaissances et que les erreurs liées au modèle sont relativement limitées. Les résultats de l'enquête dans les exploitations ont été soumis à plusieurs contrôles de plausibilité, de sorte que là aussi on peut généralement exclure toute erreur majeure. La taille des échantillons a été choisie sur la base des recommandations d'Agrosope FAT Tänikon et de l'OFS. Elle permet d'identifier les différences statistiquement significatives entre les 36 catégories. Pour l'évaluation nationale et régionale, c'est-à-dire sans différenciation des types d'exploitations, l'échantillon était même nettement plus important que nécessaire. Pour

contrôler la représentativité des questionnaires dépouillés, les principaux paramètres comme la surface agricole utile moyenne (SAU) et l'effectif moyen d'animaux de rente indiqués en unités gros bétail (UGB; réparties en UGB total et UGB bovin) ont été comparés avec l'univers dans les différentes catégories. La comparaison a en général indiqué une bonne concordance.

Lorsqu'il s'agit d'évaluer l'erreur potentielle dans les calculs, il faut notamment tenir compte du fait que généralement, avec le calcul des flux de matières, les différentes erreurs peuvent se compenser mutuellement. Se basant sur les réflexions et scénarios mentionnés, Menzi *et al.* (1997) ont estimé l'erreur potentielle à +20 % au maximum. Grâce à la nouvelle version du modèle et aux données relatives à la technique de production relevées dans le cadre d'une enquête représentative, le pourcentage d'erreur potentielle devrait toutefois être encore plus faible. C'est ce qu'indique également Rihm (2001), qui a relevé un très bonne concordance pour différents sites de mesures entre les retombées atmosphériques mesurées et celles simulées à l'aide de l'inventaire des émissions de Menzi *et al.* (1997).

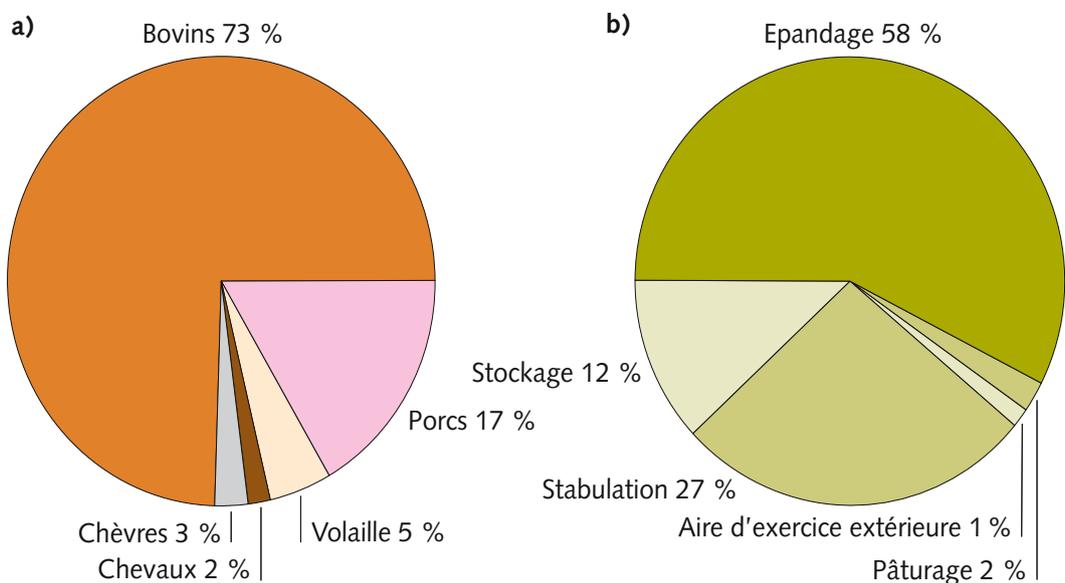
Effet des PER sur les émissions d'ammoniac

L'effet des prestations écologiques requises (PER) ne peut être évalué qu'indirectement en observant l'évolution des émissions d'ammoniac entre 1990/95 et 2000 resp. 2003.

Emissions en 2000 et en 2003

En fonction de l'effectif animal, on observe d'importantes différences régionales en ce qui concerne le niveau des émissions par hectare de surface agricole utile (fig. 1). Tandis que dans les régions à très forte densité animale, comme la Suisse centrale et la Suisse orientale, les émissions sont comprises entre 30 et 50 kg NH₃-N par hectare de la surface de l'exploitation ou peuvent même dépasser 60 kg N/ha SAU (moyenne nationale env. 40 kg NH₃-N/ha SAU), elles ne représentent que 5 à 20 kg NH₃-N/ha dans les régions de grandes cultures.

Figure 2: Pourcentages représentés par les différentes catégories d'animaux (a) et les niveaux d'émissions d'ammoniac (b) dans le total des émissions NH₃ issues de la détention animale suisse en 2000 (Reidy et Menzi 2005a).



En 2000, les émissions d'ammoniac dans l'agriculture en Suisse se montaient à 41,3 kt N, soit 91 % des émissions totales (45,5 kt). Les émissions issues de la détention animale (y compris gestion des engrais de ferme) provenaient à 74 % des bovins et à 17 % des porcs (fig. 2a). Si l'on ramène ces chiffres aux niveaux d'émissions, on constate que 58 % des émissions issues de la détention animale étaient dues à l'épandage des engrais de ferme et 27 % aux stabulations (fig. 2b).

Evolution des émissions entre 1990 et 2000 resp. 2003

Les émissions d'ammoniac provenant de l'agriculture ont reculé de 20 % entre 1990 et 2000, celles provenant de la détention animale de 19 %. Pour les bovins, la baisse s'élevait à 15 % et à 37 % pour les porcs. Entre 2000 et 2003, les émissions issues de l'agriculture n'ont diminué que d'environ 0,2 %.

Deux tiers du recul des émissions liées à la détention animale sont dus au recul des effectifs, un tiers à la modification de la technique de production (tab. 1). En ce qui concerne la technique de production, il faut néanmoins signaler deux tendances contraires : tandis que les émissions provenant de la détention animale ont augmenté d'environ 1,2 % suite à la forte augmentation du nombre des stabulations libres et des aires d'exercice extérieures, d'autres évolutions – notamment en ce qui concerne la pâture, l'épandage des engrais de ferme et l'affouragement – ont entraîné une baisse d'environ 7 %. En raison de la diminution de la consommation d'engrais, du pourcentage inférieur d'urée dans les engrais et de la baisse de l'utilisation des boues d'épuration, les émissions issues de la production végétale ont chuté d'environ un quart.

Tableau 1. Influence des différents paramètres de calcul sur l'évolution des émissions d'ammoniac entre 1990 (nouveau calcul) et 2000.

	Emissions		Evolution provenant de		
	1990	2000	l'effectif animal	la production	Total
	(kt N)		%	%	%
Bovins	31,8	26,9	-12	-3	-15
Porcs	9,6	6,0	-22	-15	-37
Volaille	1,9	1,7	1	-9	-8
Chevaux et poneys	0,6	0,6	22	-21	1
Moutons et chèvres	1,0	0,9	11	-16	-5
Animaux exotiques	--	0,1			
Effectif animal, total	44,9	36,3	-12	-7	-19
Engrais minéraux	3,5	1,9		-45	-45
Surface agricole utile	2,4	2,4		0	0
Boues d'épuration	0,9	0,7		-22	-22
Production végétale, total	6,8	5,0		-26	-26
Agriculture, total	51,7¹⁾	41,3	-11	9	-20
Autres sources anthropogènes	2,6	2,6			0
Sources naturelles	0,7	0,7			0
Emissions, total	55,0¹⁾	44,6	-10	9	-18

¹⁾ Suite aux adaptations de la méthode de calcul, les émissions provenant de l'agriculture sont environ 3 % inférieures à celles indiquées par Stadelmann *et al.* (1996) et Menzi *et al.* (1997) et les émissions totales environ 7 % inférieures.

Estimation de l'effet des PER

Les PER ne contiennent pas expressément de directives ayant un effet direct sur les émissions d'ammoniac. On peut cependant partir du principe que les exigences relatives aux bilans des éléments nutritifs dans les PER contribuent indirectement à la réduction des émissions d'ammoniac, et ce, de la manière suivante:

- Les PER ont contribué au net recul de l'utilisation des engrais minéraux.
- Outre l'évolution du marché, aussi les PER ont contribué au recul du nombre d'animaux, notamment de celui des porcs.

- Dans les régions à forte densité animale (notamment dans le canton de Lucerne), les PER ont conduit à l'utilisation croissante d'aliments à teneur réduite en protéines pour les porcs. Ce changement se traduit par une réduction des déjections azotées.
- Les directives des SRPA ont entraîné une augmentation de la pâture (SRPA – programme de paiements directs pour la détention d'animaux bénéficiant de sorties régulières en plein air).
- Les PER ont permis une utilisation plus réfléchie des engrais de ferme, ce qui a conduit de nombreux agriculteurs à tenter de réduire les pertes d'azote en employant des techniques d'épandage de lisier qui suscitent moins de pertes et en choisissant le moment le plus favorable pour l'épandage.

D'un autre côté, la promotion des systèmes de stabulation particulièrement respectueux des animaux (SST) a conduit, elle, à une forte augmentation du nombre des stabulations libres et des aires d'exercice extérieures pour les bovins, ce qui a eu pour répercussion une hausse des émissions d'ammoniac.

Evaluation de la réalisation de l'objectif et pronostics

Les directives à moyen terme du protocole de Göteborg (objectif 2010), qui constituent également l'objectif des PER dans la politique agricole 2007, sont déjà remplies et dépassées de près de 50 %. Toutefois, seule une partie de cette évolution peut être mise au compte des PER. Pour atteindre les objectifs à long terme du protocole de Göteborg et du Conseil fédéral, les émissions agricoles d'ammoniac doivent encore être réduites de 40 à 50 %. Ce pourcentage est nettement plus élevé que le potentiel de réduction des émissions d'environ 20 % (base 2000) que Reidy et Menzi (2005b) considèrent comme réaliste d'un point de vue technique, en partant de l'application de mesures combinées dans tous les domaines (p. ex. augmentation des pâtures, systèmes de stabulation à émissions réduites, silos à lisier couverts, techniques d'épandage du lisier limitant les émissions, mesures d'organisation touchant l'épandage des engrais de ferme, optimisation de l'affouragement). Pour atteindre cet objectif sans réduire l'effectif animal, de gros efforts devraient encore être faits de la part de l'agriculture. De vastes programmes de promotion devraient également être mis en place (p. ex. pour les techniques d'épandage du lisier limitant les émissions). Enfin, des directives légales devraient être établies.

Sur la base d'informations fournies par l'Office fédéral de l'agriculture (OFAG), Reidy et Menzi (2005b) ont estimé l'évolution des émissions d'ammoniac jusqu'en 2020. Ils partent du principe que la production nationale de viande et de lait restera relativement constante et que les effectifs d'animaux diminueront suite aux progrès de la sélection de l'élevage. Sur le plan de la technique de production, ils prévoient d'autres hausses pour la pâture, pour les stabulations libres (vaches laitières: 75 %, autre bétail: 88 %), pour la part de silos à lisier couverts (90 %) et pour la part de lisier épandu avec des rampes à tuyaux souples (30 %). Ces chiffres correspondent au développement auquel on peut s'attendre sur la base des directives connues à ce jour. Selon ce scénario «best guess», les émissions diminueront d'environ 25 % jusqu'en 2020, par rapport à leur niveau de 1990, pour atteindre 41,6 kt N. Cette estimation montre que l'objectif à moyen terme du protocole de Göteborg et du Conseil fédéral ne sera manifestement pas atteint.

Les hypothèses relatives au développement de l'effectif animal représentent le paramètre le plus incertain dans les pronostics touchant l'évolution des émissions. Si les effectifs animaux venaient à baisser considérablement, les émissions diminueraient elles aussi. Par contre, une augmentation des effectifs (notamment des bovins) mettrait encore plus en péril la réalisation des objectifs.

Perspectives et recommandations

Une réduction encore plus nette des émissions d'ammoniac paraît incontournable. Cela signifie qu'il faut tout mettre en œuvre pour promouvoir les techniques limitant les émissions. Pour y parvenir, il est essentiel que l'azote ainsi «économisé» reste à disposition de l'exploitation (pas de prélèvements correspondants dans «Suisse-Bilanz»), car c'est le meilleur moyen d'inciter les chefs d'exploitation à économiser. Par ailleurs, il serait bon de leur fournir d'autres motivations, de les conseiller pour promouvoir un épandage des engrais de ferme aussi pauvre en émissions que possible et développer la garde au pâturage. En ce qui concerne ce dernier point, il faut cependant savoir que l'efficacité de l'azote est légèrement plus faible sur les pâturages, ce qui accroît un peu le potentiel total de pertes de N. Il se pourrait que les pertes par lixiviation et dénitrification s'en trouvent augmentées.

Sur le plan des conditions-cadres légales, les mesures suivantes pourraient contribuer à réduire encore les émissions d'ammoniac:

- Prise en compte directe des techniques et des mesures limitant les émissions par les PER. Les mesures visant à réduire les émissions pourraient par exemple être définies comme des conditions PER allant au-delà des directives de «Suisse-Bilanz» (p. ex. optimisation de la teneur en protéines des aliments fourragers, promouvoir les silos à lisier couverts et l'enfouissement du fumier).
- Extension de l'art. 62a LEaux (Assemblée fédérale 1991) aux émissions d'ammoniac.
- Subventions ciblées pour les techniques limitant les émissions (p. ex. rampes d'épandage à tuyaux souples) par la Confédération et/ou les cantons.

Néanmoins, si l'on veut réduire les émissions d'ammoniac de 40 à 50 %, ce qui serait souhaitable d'un point de vue écologique, ces mesures techniques ne suffisent pas. Un tel objectif ne pourrait être atteint qu'en réduisant considérablement le nombre d'animaux dans l'agriculture suisse.

Bibliographie

- Assemblée fédérale, 1991. Loi fédérale sur la protection des eaux. Berne, RS 814.20.
- Conseil fédéral, 1999. Rapport sur les mesures d'hygiène de l'air adoptées par la Confédération et les cantons. Feuille fédérale 38 (99.077), 6983–7007.
- Menzi H., Frick R. et Kaufmann R., 1997. Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz. 107 S.
- Menzi H. et Katz P.-E., 1997. A differentiated approach to calculate ammonia emissions from animal husbandry. In: Voermans J.A.M. and Monteny G.J. (Hrsg.). Ammonia and odour emissions from animal production facilities, Proc. International Symposium, Vinkeloord, NL, 6–10 October 1997, 35–42.
- Menzi H., Rüttimann L. et Reidy B., 2003. DYNAMO: A new calculation model for dynamic emission inventories for ammonia. Proc. Internat. Symposium «Gaseous and odour emissions from animal production facilities», Horsens, Denmark, June 1–4 2003.
- Reidy B. et Menzi H., 2005a. Ammoniakemissionen in der Schweiz: Neues Emissionsinventar 2000. Technischer Schlussbericht zuhanden des BUWAL.
- Reidy B. et Menzi H., 2005b. Reduktionspotenzial der landwirtschaftlichen Ammoniakemissionen. Interner Schlussbericht zuhanden des BUWAL., in Vorbereitung.
- Rihm B., 2001. Exceedance of critical loads of nitrogen in Switzerland for different ammonia emission reduction scenarios. In: Menzi H. et Achermann B. (Hrsg.), Proc. UN/ECE Ammonia Expert Group meeting, Berne, 18–20 September 2000. Environmental Documentation No. 133, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Berne, 141–145.
- Stadelmann F.X., Achermann B., Lehmann H.J., Menzi H., Pfefferli S., Sieber U. et Zimmermann A., 1996. Emissions d'ammoniac en Suisse. Etat, évolution, possibilités de réduction techniques et économiques, recommandations. Institut de recherches en protection de l'environnement et en agriculture (IUL) et Station fédérale de recherches en économie et technologie agricole (FAT), 62 pp.

8 Emissions de gaz hilarant provenant de l'agriculture suisse

Jens Leifeld

Les émissions de gaz hilarant provenant de l'agriculture suisse sont calculées chaque année dans le cadre de l'inventaire des émissions de gaz à effet de serre en Suisse selon la convention sur le climat. La méthode utilisée permet de donner les tendances générales, mais pas de préciser l'évolution des émissions au niveau régional. Les principales catégories sont les émissions de gaz hilarant provenant de l'épandage, du lessivage et du ruissellement de l'azote contenu dans les engrais de ferme et les engrais du commerce, ainsi que de l'azote issu du stockage du fumier. Entre 1990 et 2002, les émissions de gaz hilarant provenant de l'agriculture sont passées de 9,22 à 8,20 x 10³ t N₂O (gaz hilarant), soit une baisse d'environ 11 %. Cette évolution est due à l'utilisation plus réduite d'engrais minéraux depuis 1993, ainsi qu'à la réduction de l'effectif de bétail (notamment de bétail bovin) depuis 1990 et à la baisse de la production d'engrais de ferme qui va de pair. Pour parvenir à une nouvelle réduction des émissions de gaz hilarant provenant de l'agriculture, il faudrait avant tout intervenir au niveau de ces deux facteurs.

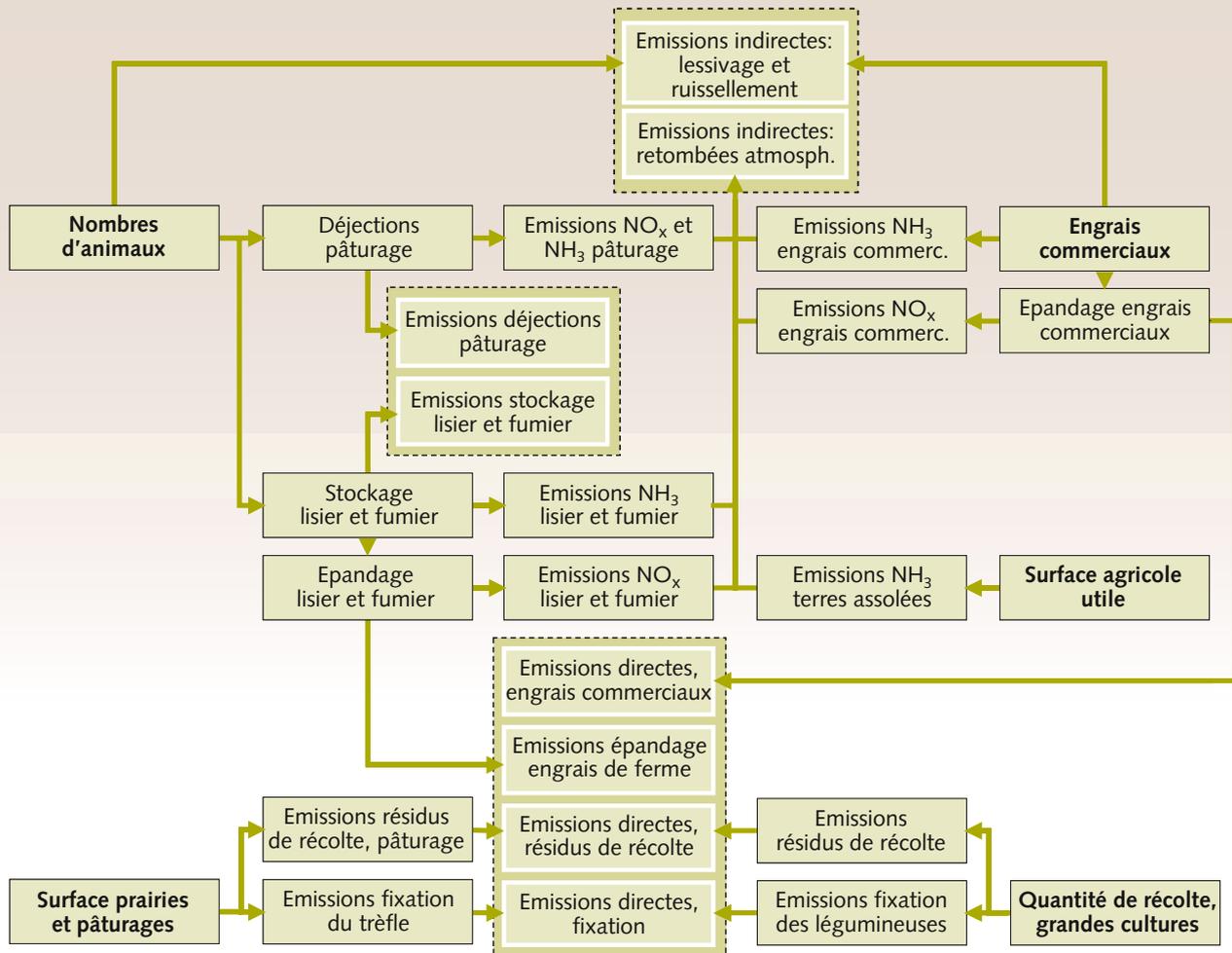
L'agriculture contribue environ à 70 % aux émissions nationales de gaz hilarant. Elle est donc la source principale de ce gaz à effet de serre. Par kilogramme de gaz, le gaz hilarant a un effet de serre 310 fois plus élevé que celui du dioxyde de carbone (rapporté à une période de 100 ans). Sa concentration dans l'atmosphère terrestre a augmenté de manière significative au cours du siècle dernier (IPCC 2001). Par rapport aux émissions totales de gaz à effets de serre en Suisse, dont le dioxyde de carbone, le gaz hilarant et le méthane représentent plus de 98 %, le pourcentage représenté par le gaz hilarant n'est toutefois que de 5 % (équivalent en CO₂).

Le gaz hilarant (N₂O) est un produit intermédiaire issu essentiellement de la réduction des nitrates et vraisemblablement dans une moindre mesure de l'oxydation de l'ammonium dans le sol, dans les engrais minéraux et organiques ou dans les eaux de surface et les eaux souterraines. En ratifiant le protocole sur le climat (United Nations Framework Convention on Climate Change) en 1993, la Suisse s'est engagée à faire chaque année l'inventaire des émissions de gaz à effet de serre (et rétroactivement jusqu'en 1990). Depuis l'entrée en vigueur du protocole de Kyoto en 2004, la Suisse est également tenue de réduire les émissions de gaz à effet de serre de 8 % (par rapport à 1990) pour la période de 2008 à 2012. Bien que cette obligation ne soit pas répartie en secteurs, la réduction des émissions de gaz à effet de serre provenant de l'agriculture peut contribuer à la réalisation de l'objectif. Outre le gaz hilarant, le méthane joue également un rôle similaire dans l'agriculture, ainsi que le dioxyde de carbone, bien que dans une moindre mesure. Les inventaires des gaz à effet de serre constituent un outil précieux pour suivre l'évolution dans le temps des émissions de gaz hilarant dans l'agriculture depuis 1990.

La méthode d'inventaire des gaz à effet de serre

Le calcul des émissions de gaz à effet de serre provenant de l'agriculture est basé essentiellement sur la méthode du «Intergovernmental Panel on Climate Change» (IPCC 1996). Pour le gaz hilarant, cette méthode a été adaptée et affinée (Schmid *et al.* 2000) aux conditions de la Suisse (structure agricole, base de données). Les inventaires de gaz à effet de serre reposent sur l'intégration des données à l'échelle nationale et n'offrent donc pas de représentation spatiale à l'intérieur des frontières du pays. Les données utilisées pour les calculs proviennent des statistiques de «l'Union suisse des paysans» (nombre d'animaux,

Jens Leifeld,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich



apport d'énergie via les aliments fourragers, rendements des cultures, utilisation des engrais) ainsi que de l'Office fédéral de la statistique (utilisation des sols).

L'estimation des émissions repose essentiellement sur deux facteurs: les soi-disant activités (p. ex. effectif animal, quantité d'engrais de ferme) et les facteurs d'émission qui en dépendent (part de l'azote provenant de ladite activité et se transformant en gaz hilarant). Selon ce schéma, les deux principales sources d'émission du gaz hilarant dans l'agriculture sont d'une part, le stockage et le conditionnement des engrais de ferme («manure management») et d'autre part, les sols («agricultural soils»), qui englobent également les émissions de gaz hilarant ne survenant qu'après épandage des engrais de ferme. Les principaux facteurs d'influence pour le calcul des émissions provenant des engrais de ferme sont le nombre d'animaux par catégorie, la quantité d'azote excrété et sa répartition entre les deux types d'engrais de ferme (fumier ou lisier) avec les facteurs d'émission correspondants (IPCC 1996), qui se situent entre 0,1 % (stockage du lisier) et 2,0 % (épandage du fumier, déjections au pâturage). Pour l'estimation des émissions provenant des sols agricoles, on distingue les émissions directes (gaz hilarant issu de l'épandage des engrais minéraux et des engrais de ferme, de la fixation de l'azote, des résidus de récolte et des sols organiques) et les émissions indirectes (gaz hilarant issu de la transformation des retombées atmosphériques d'azote et gaz hilarant provenant de la dénitrification des nitrates lessivés). Les facteurs d'émission correspondants sont compris entre 1 % (azote issu des retombées atmosphériques) et 2,5 % (dénitrification des nitrates lessivés). Le calcul repose sur des facteurs d'émission fixes (moyens). Les différents facteurs se répartissent toutefois sur une très large échelle, ce qui fait que les données issues des inventaires des gaz à effet de serre permettent plus une analyse de l'évolution dans le temps qu'une représentation exacte des émissions effectives (cf. ci-dessous).

Figure 1: Diagramme des flux et mode de calcul des émissions de gaz hilarant provenant de l'agriculture suisse.

En gras: valeurs variables initiales; encadré blanc: résultats; encadré hachuré: catégories de résultats (émissions indirectes issues des sols agricoles, stockage et conditionnement des engrais de ferme, émissions directes issues des sols agricoles).

Tandis que les facteurs d'émission correspondent sans exception aux valeurs IPCC, différents points ont dû être adaptés en ce qui concerne les activités. Cela concerne notamment les émissions d'ammoniac des différentes catégories d'animaux (Menzi *et al.* 1997) et la prise en compte des résidus végétaux pour les prairies et les pâturages également (Schmid *et al.* 2000). La dernière modification consiste à estimer la fixation de l'azote dans les prairies et les pâturages en se basant sur la modification des pourcentages représentés par les différents types d'herbages. La figure 1 donne une vue d'ensemble du mode de calcul des émissions de gaz hilarant provenant de l'agriculture.

Origine et évolution des émissions de gaz hilarant issues de l'agriculture

De 1990 et 2002 (année des inventaires les plus récents), les émissions totales de gaz hilarant sont passées de 9,22 à 8,20 x 10³ t N₂O, soit une baisse de 11 %. Un pourcentage de 84% des émissions agricoles de gaz hilarant provient de la catégorie «agricultural soils», le reste provient de la catégorie «manure management». Ces pourcentages sont restés relativement constants au fil des années. Le tableau 1 présente une répartition plus détaillée par catégorie de sources. Les principales catégories sont les émissions de gaz hilarant provenant de l'épandage, du lessivage et du ruissellement de l'azote issu des engrais du commerce et des engrais de ferme ainsi que du stockage du fumier. En ce qui concerne les engrais de ferme, le bétail bovin contribue à 79 % (lisier) resp. 73 % (fumier) aux déjections azotées et donc à la production de gaz hilarant, soit le pourcentage le plus élevé. En ce qui concerne les engrais commerciaux et les engrais provenant des déchets, ce sont les engrais minéraux qui représentent le pourcentage le plus élevé, avec près de 90 % (2002), tandis que le reste provient des composts et des boues d'épuration.

Tableau 1. Pourcentages des différentes catégories de sources d'émissions de gaz hilarant provenant de l'agriculture (2002).

1	Emissions provenant du sol	%
1.1	Emissions directes du sol	
1.1.1	Engrais commerciaux	14,10
1.1.2	Epandage des engrais de ferme	17,00
1.1.3	Fixation de l'azote	
	Terres assolées	0,30
	Herbages	7,44
1.1.4	Résidus de récolte	
	Terres assolées	3,44
	Herbages	5,34
1.1.5	Sols organiques	2,64
1.2	Pâturage	6,34
1.3	Emissions indirectes	
	Lessivage et ruissellement	18,30
	Retombées atmosphériques	9,60
	Pourcentage des sols	84,30
2	Emissions provenant du stockage des engrais de ferme	%
2.1	Lisier	1,41
2.2	Fumier	14,30
	Pourcentage du stockage des engrais de ferme	15,70

Sachant que les facteurs d'émission sont restés constants au fil des ans, il existe un lien direct entre les émissions de gaz hilarant calculées et les activités principales. Le recul des émissions de gaz hilarant est donc dû essentiellement à deux causes: l'utilisation plus réduite d'azote provenant des engrais commerciaux (influence directe) et la baisse de l'effectif animal avec la réduction de la quantité d'engrais de ferme qui va de pair (influence indirecte). Contrairement à ces baisses, les émissions provenant de la décomposition des restes de récolte, de la fixation de l'azote et des sols organiques n'ont pas évolué de manière significative depuis 1990. Depuis 1998, l'utilisation d'azote provenant des engrais commerciaux est de nouveau nettement en hausse et se situe actuellement à environ 84 % du niveau auquel elle se situait en 1990 (comparé à 77 % en 1997). La figure 2 montre l'évolution des émissions de gaz hilarant en liaison avec l'utilisation d'engrais commerciaux et avec l'effectif animal (vaches et autre bétail bovin).

La meilleure façon d'évaluer l'erreur d'estimation des émissions de gaz hilarant repose sur la portée des facteurs d'émission IPCC. La plage d'erreur relative aux facteurs d'émissions est en général plus élevée que le facteur d'émission moyen. On peut partir du principe que l'erreur ne varie pas fondamentalement dans le temps et que les tendances d'émissions calculées correspondent aux tendances réelles. Il existe néanmoins des modifications systématiques (p. ex. type et composition des engrais de ferme suite à une modification des aliments fourragers) qui ne peuvent pas être prises en compte de manière appropriée dans les calculs.

Effet des PER et pronostics

Les émissions de gaz hilarant ont baissé simultanément à la hausse très nette de la production intégrée et à la baisse de l'utilisation des engrais commerciaux qu'elle a entraînée, soit depuis le début des années 1990, ainsi que simultanément à l'introduction des programmes écologiques par la Confédération (1993). Bien que les surfaces concernées par l'Ordonnance sur les paiements directs aient continué d'augmenter par la suite, on constate de nouveau une tendance à la hausse de l'utilisation des engrais commerciaux depuis 1998 et donc une hausse des émissions de gaz hilarant issues de cette catégorie.

Le pourcentage représenté par les engrais commerciaux dans les émissions de gaz hilarant provenant de l'agriculture (y compris le pourcentage issu du lessivage et du ruissellement) est d'environ 20 %. Le pourcentage qu'ils représentent dans les réductions atteintes entre 1990 et 2002 est de 34 %. Jusqu'à présent, le recul de l'utilisation des engrais commerciaux a donc contribué plus que proportionnellement à la réduction totale des émissions. Toutefois, il semble peu probable que cette tendance se poursuive étant donné la hausse de l'utilisation de l'azote depuis 1998. Les émissions totales continuent à baisser notamment parce que les effectifs animaux, eux, ont continué à chuter, même après 1998. On ne sait pas vraiment à quel point la baisse du nombre des animaux (notamment des bovins) est liée aux PER et aux limites qu'elles impliquent indirectement pour le cheptel. Par ailleurs, il faut également tenir compte des influences extérieures potentielles, par exemple du transfert accru des émissions vers l'étranger suite à une augmentation des importations nettes de produits d'origine animale.

Toutes les autres catégories d'émissions (restes de récolte, fixation, sols organiques), qui représentent ensemble environ 19 % des émissions agricoles de gaz hilarant, sont restées stables durant toute la période qu'englobent les inventaires et n'offrent quasiment pas de possibilités de réduction des émissions. Il est possible que d'autres mesures des PER (p. ex. promotion des engrais verts ou des sous-semis dans le cadre de l'indice de protection des sols ou encore mise en place des surfaces de compensation écologique) aient des répercussions sur les émissions de gaz hilarant. Une diminution potentielle du lessivage des nitrates suite à la mise en place de cultures dérobées peut par exemple se répercuter également sur la production de gaz hilarant issue de la réduction des nitrates. Toutefois, sur la base des données disponibles actuellement, il n'est pas possible d'estimer les répercussions potentielles de facteurs qui n'ont pas été pris en compte dans les inventaires des gaz à effet de serre.

Bibliographie

IPCC, 1996. Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories.

Intergovernmental Panel on Climate Change.

IPCC, 2001. Climate Change 2001. The scientific basis. Contribution of working group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, New York.

Menzi H., Frick R. et Kaufmann R., 1997. Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Schriftenreihe der FAL 26, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Zürich-Reckenholz.

Schmid M., Neftel A. et Fuhrer J., 2000. Lachgasemissionen aus der Schweizer Landwirtschaft. Schriftenreihe der FAL 33, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Zürich-Reckenholz.

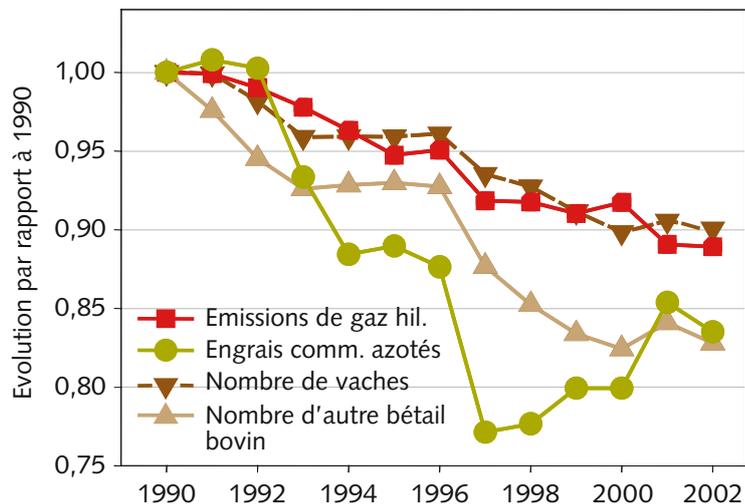


Figure 2: Evolution des émissions de gaz hilarant, de l'utilisation des engrais commerciaux azotés et de l'effectif animal (vaches et autre bétail bovin) de 1990 (année de base = 1) à 2002.



9 Effet des mesures écologiques sur les émissions d'azote provenant de l'agriculture suisse

Felix Herzog, Samuel Cornaz, Michel Decrem, Jens Leifeld, Harald Menzi, Reto Muralt, Ernst Spiess et Walter Richner

Les émissions d'azote dues à l'agriculture suisse ont baissé. Dans l'ensemble, l'utilisation de l'azote est devenue plus efficace. Il n'empêche que les objectifs environnementaux fixés par la Confédération pour 2005 ne seront atteints qu'en partie. Depuis 1996, l'excédent d'azote dans le bilan national est relativement constant et se situe environ 25'000 t N au-dessus de la valeur-cible. Les teneurs en nitrates dans les eaux souterraines d'après les relevés effectués dans différents captages d'eaux de source et d'eaux souterraines représentatifs ont certes baissé, mais en moyenne, cette baisse n'atteint pas les 5 mg/l souhaités. Plus de 90 % des captages d'eau potable dont le bassin versant hydrogéologique est exploité à des fins agricoles présentent moins de 40 mg NO₃⁻/l dans les eaux souterraines. Dans les zones de grandes cultures toutefois, ce seuil est tout juste atteint. Les objectifs relatifs à la réduction des émissions d'ammoniac et de gaz hilarant, eux, seront atteints. Pour continuer à réduire l'excédent du bilan d'azote, il faudra renforcer les exigences des prestations écologiques requises (PER) dans le domaine de l'utilisation de l'azote. Enfin, dans les zones de grandes cultures, des efforts supplémentaires sont nécessaires pour assurer et améliorer la qualité des eaux souterraines et de l'eau potable.

Felix Herzog,
Michel Decrem,
Jens Leifeld,
Ernst Spiess et
Walter Richner,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich
Samuel Cornaz
et Reto Muralt,
OFEP,
Division protection
des eaux,
CH-3003 Bern
Harald Menzi,
Haute école suisse
d'agronomie,
Länggasse 65,
CH-3052 Zollikofen

Réalisation des objectifs

L'Office fédéral de l'agriculture et la Confédération ont formulé des objectifs qui doivent être atteints d'ici 2005 (OFAG 1999, Feuille fédérale 2002) à l'aide de mesures écologiques et des prestations écologiques requises (PER, Conseil fédéral 1998a). Les objectifs sont énoncés dans l'introduction (chapitre 1, tab. 1).

Bilan national de N

L'objectif qui consiste à ramener à 86'000 t N l'excédent annuel d'azote dans le bilan national des entrées et sorties d'ici 2005 (Feuille fédérale 2002) ne pourra pas être atteint. Certes, on observe un recul de l'excédent d'azote depuis 1980, notamment grâce à la réduction de l'utilisation d'engrais minéraux et d'aliments fourragers importés (chapitre 3, fig. 3),

mais depuis 1996, l'excédent national s'est stabilisé à un niveau d'env. 110'000 t N par an (chapitre 3, fig. 5). Depuis lors, rien n'indique qu'il va continuer à baisser. Au contraire, au cours des dernières années, les excédents d'azote ont même eu plutôt tendance à augmenter légèrement, car on a de nouveau utilisé plus d'engrais minéraux azotés et qu'on a importé plus d'aliments fourragers.

Qualité des eaux souterraines

En ce qui concerne la qualité des eaux souterraines, nous étions chargés d'observer la réalisation de deux objectifs:

1. *Réduction de 5 mg/l de la charge en NO_3^- de plusieurs captages d'eaux souterraines représentatifs (sources et puits) entre 1990–92 et 2005 (OFAG 1999).* Cet objectif ne pourra pas être atteint. On observe néanmoins une amélioration de la qualité des eaux souterraines en ce qui concerne les nitrates. Sur le Plateau, où les teneurs en nitrates sont généralement les plus élevées et où l'exploitation agricole est la plus intensive, nous avons observé un recul moyen d'env. 2 mg/l jusqu'en 1999–2001. Dans les Préalpes, à partir d'un niveau déjà plus bas, le recul était également plus important (3 mg/l). Dans le Jura et dans les Alpes, les teneurs en nitrates sont restées basses et relativement constantes (chapitre 5, tab. 2). En moyenne des 158 stations de mesures qui se situent principalement sur le Plateau, on a observé une baisse de 3,7 mg NO_3^- /l entre 1989–91 et 2002–03 (chapitre 4, tab. 4). Toutefois, cette valeur n'est pas différenciée selon l'utilisation des sols dans le bassin versant. Même si la tendance à la baisse des teneurs en nitrates se maintient, il ne sera pas possible d'atteindre l'objectif d'une réduction générale de 5 mg/l d'ici 2005. Comme il est pratiquement impossible de réduire davantage les teneurs dans les régions peu polluées, la baisse aurait donc dû être plus que proportionnelle dans les régions fortement polluées.

2. *Dans 90% des captages d'eau potable dont les bassins versants hydrogéologiques sont situés dans des zones agricoles, les teneurs des eaux en nitrates doivent être inférieures à 40 mg/l (Feuille fédérale 2002).* Cet objectif a été atteint si l'on établit la moyenne des années 2002–03. Dans les bassins versants qui sont essentiellement consacrés aux grandes cultures, l'objectif a été atteint de justesse dans 90,2 % des stations de mesures par rapport à la teneur moyenne en nitrates. Par rapport à la teneur maximale en nitrates, l'objectif n'a pas été atteint par 87 % des stations. En outre, 53,2 % de ces captages présentaient des teneurs moyennes en nitrates supérieures à l'exigence de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux, Conseil fédéral 1998b) relative à l'utilisation des eaux souterraines, soit 25 mg/l (chapitre 4, tab. 3). Dans les régions avec exploitation mixte et cultures fourragères voire dans les régions avec pâturages d'estivage, les captages présentant des teneurs en nitrates au-dessus de l'exigence de l'OEaux représentaient un pourcentage de 9,2 % et de 0 % (teneurs moyennes), soit des pourcentages nettement plus bas. Etant donné la tendance encore légèrement à la baisse des teneurs en nitrates, nous pouvons partir du principe qu'elles seront du même ordre en 2005. Lors de l'interprétation des baisses de teneurs en nitrates décrites plus haut, il faut tenir compte du fait que l'abandon de certains captages d'eaux souterraines présentant de trop fortes teneurs en nitrates durant la période d'étude a également permis d'atteindre l'objectif fixé.

Qualité de l'air

L'objectif qui consistait à réduire les émissions d'ammoniac à 48'700 t N par an d'ici 2005 (Feuille fédérale 2002) sera atteint. En 2000 déjà, les émissions provenant de l'agriculture ne représentaient plus que 41'300 t N, ce qui correspond à un recul de 11 % depuis 1990 (chapitre 7, tab. 1). La baisse a d'ailleurs tendance à se poursuivre légèrement. Pour atteindre les objectifs à long terme du protocole de Göteborg resp. du Conseil fédéral (réduction des émissions agricoles de NH_3 de 40–50 % encore), l'agriculture devrait néanmoins faire de considérables efforts supplémentaires (réduction du nombre d'animaux et/ou investissements importants pour la mise en place de mesures permettant de limiter les émissions).

Dans le cadre de la convention sur le climat, les Etats se sont engagés à réduire les émissions des gaz à effet de serre de 8 % durant la période de 2008 à 2012 par rapport à la situation de 1990 (ONU 1997). Cette obligation est valable pour l'ensemble de l'économie et n'est pas nécessairement proportionnelle aux différents secteurs ou aux différents gaz à effet de serre. Il est néanmoins utile de faire une répartition par secteur et par gaz à effet de serre pour mieux évaluer l'impact de chacune des mesures. Dans le cas du gaz hilarant, la baisse est estimée à 10 % dans le secteur agricole entre 1990 et 2002. Cette baisse est due notamment à la réduction de l'utilisation des engrais minéraux, ainsi qu'à la baisse de l'effectif animal et à la réduction de la production d'engrais de ferme qui en découle (chapitre 8, fig. 2). Les émissions continueront à évoluer proportionnellement au développement de ces deux facteurs. Etant donné les tendances relativement constantes depuis 1998, il est peu probable que les émissions de gaz hilarant provenant de l'agriculture continuent à baisser à l'avenir. Il faudrait d'abord envisager une nouvelle réduction de l'effectif d'animaux de rente en Suisse.

Contribution des différentes mesures des PER

Comme nous l'avons déjà exposé en introduction (chapitre 1), il est difficile de séparer l'impact des différentes mesures ou celui des PER des autres facteurs d'influence (mesures supplémentaires de politique agricole et de politique environnementale, progrès biotechnologique, mécanismes des marchés), facteurs qui agissent aussi sur les flux de matières. C'est pourquoi les remarques faites ici ne sont que des estimations qui reposent sur des simulations et des expertises.

Bilan de fumure équilibré

Le bilan de fumure équilibré exigé par les PER est l'instrument le plus efficace de ces dernières en ce qui concerne la réduction de l'excédent d'azote. Sur la base des études de cas réalisées dans le canton de Berne et à Fehraltorf, nous estimons que cette exigence a permis de réduire la lixiviation des nitrates de 5–20 % dans les terres assolées (chapitre 5, tab. 3; chapitre 6, fig. 6). Les rendements relativement stables dans la production végétale ont permis d'utiliser 10 % d'engrais azotés minéraux et organiques en moins. A notre avis, le recul de l'emploi des engrais minéraux est notamment dû au bilan de fumure équilibré exigé par les PER et à l'utilisation plus réfléchie des engrais azotés.

Protection appropriée du sol

La couverture du sol en hiver est une importante mesure pour réduire la lixiviation des nitrates. Nous estimons que l'exigence de l'indice de protection des sols a entraîné une réduction d'environ 10 % (chapitre 6, fig. 6). Cette réduction est sans doute également liée à l'augmentation générale des surfaces exploitées avec des procédés de travail du sol sans labour, technique qu'il est possible d'appliquer après des cultures dérobées. Ce mode de culture a sans doute également des répercussions favorables sur la réduction de la lixiviation des nitrates.

Suite à la dernière révision de l'Ordonnance sur les paiements directs (Conseil fédéral 1998a), l'indice de protection des sols a néanmoins été remplacé par une méthode plus simple pour la saisie avec des exigences moindres en ce qui concerne la couverture du sol. Si ce changement entraîne de nouveau une hausse des jachères nues pendant la saison d'hiver, la lixiviation des nitrates augmentera de nouveau.

Autres directives PER et mesures écologiques

Il est probable que le pourcentage de surfaces de compensation écologique, pour la plupart non fertilisées, qui représente actuellement 10 % de la surface agricole utile en Suisse ainsi que l'assolement régulier exigé ont également contribué à la réduction des émissions et

immisions d'azote. Nous estimons toutefois que l'impact de ces mesures est moindre par rapport à celui du bilan de fumure équilibré et de la protection du sol. Par contre, les programmes qui visent à promouvoir le bien-être des animaux et contribuent ainsi à une forte augmentation des stabulations libres et des aires d'exercice extérieures ont un effet néfaste sur les émissions d'ammoniac. Toutefois, la hausse des émissions d'ammoniac qui s'ensuit est relativement faible (+1,2 % entre 1990 et 2000, chapitre 7). Elle est plus que compensée par d'autres évolutions comme l'augmentation de la pâture. Le développement de l'élevage sur pâture est certes bénéfique pour la réduction des émissions d'ammoniac, mais risque de renforcer la lixiviation des nitrates. Il existe donc des objectifs conflictuels dont il faut avoir conscience.

Nous n'avons pas spécialement étudié l'influence de l'agriculture biologique (110'134 ha en 2003, OFAG 2004) ni de la production extensive de céréales et de colza (EXTENSO, 78'425 ha en 2003, OFAG 2004). Ces deux systèmes de cultures ont généralement tendance à utiliser moins d'engrais azotés (Gaillard et Nemecek 2002). Cela se répercute au moins sur le bilan national de l'azote, mais on ne sait pas si ces systèmes de culture ont des effets sur les émissions de nitrates, d'ammoniac et de gaz hilarant, ni dans quelles proportions.

Autres facteurs d'influence

Législation sur l'environnement

En 1992, la Loi révisée sur la protection des eaux (LEaux) est entrée en vigueur. Les articles 14, 27 et 51 de cette loi contiennent des exigences en ce qui concerne la gestion des engrais de ferme (p. ex. épandage, capacité de stockage, contrats de reprise, nombre d'unités de grand bétail UGB), l'exploitation des sols et la vulgarisation (Assemblée fédérale 1991). En 1994, une nouvelle directive a été publiée en matière de protection des eaux (OFAG/OFEFP 1994). L'Ordonnance sur la protection des eaux de 1999 règle notamment les objectifs écologiques relatifs aux eaux, les exigences touchant la qualité des eaux et les exigences s'appliquant aux exploitations qui détiennent des animaux de rente (Conseil fédéral 1998b). Le respect de ces textes a sans doute également contribué à réduire la pollution des eaux par l'azote provenant de l'agriculture. Cependant, leur influence n'a pas encore été évaluée, ni quantifiée.

Mesures régionales

Nos études ne nous permettent pas de tirer de conclusions sur les éventuels effets locaux des projets relatifs aux nitrates basés sur l'art. 62a LEaux. Nous pouvons néanmoins largement exclure qu'ils aient eu une influence sur les modifications observées jusqu'ici à l'échelle nationale, car il existe peu de projets de ce type pour l'instant. Ils ne concernent d'ailleurs qu'un très faible pourcentage de la surface agricole utile et ils ont été mis en place il y a peu de temps.

Progrès technique, marché, vulgarisation

Par contre, il existe des facteurs d'influence en dehors des programmes agroécologiques. En premier lieu vient la baisse de l'effectif animal (de 1,43 à 1,29 millions d'UGB entre 1990 et 2002, OFAG 2004). Cette baisse est principalement due au progrès biotechnologique, qui a permis de produire la même quantité de lait et de viande avec un plus petit nombre d'animaux et donc de réduire la production d'engrais de ferme, ce qui a conduit à une réduction des émissions d'ammoniac. Les développements sur les marchés des produits agricoles, tel que le léger recul de la consommation de viande des dernières années, ont aussi contribué à cette réduction du cheptel. La baisse des surfaces ouvertes de 312'000 ha (1990/92) à 284'000 ha (2003) avec une surface agricole utile constante dans l'ensemble (OFAG 2004) s'explique également par des décalages dans la structure des coûts et des

prix, ainsi que par le changement structurel dans l'agriculture. Cette évolution devrait aussi avoir tendance à contribuer à la réduction de la lixiviation des nitrates.

Nous partons du principe que la sensibilisation des agriculteurs, l'amélioration de la formation et de la vulgarisation ont également eu des répercussions positives sur la gestion de l'azote dans les exploitations. Il est vrai qu'il nous est impossible de quantifier cette influence.

Connaissances tirées d'autres projets

Dans quatre zones de recherches du canton de Fribourg, Julien *et al.* (2002) ont étudié la mise en oeuvre des PER et l'impact sur le déversement dans les eaux de substances provenant de l'agriculture. Les chercheurs ont observé une stabilisation des teneurs des eaux souterraines en nitrates. Cette baisse n'a cependant pu être qu'en partie mise sur le compte des PER. Les auteurs insistent sur l'écho favorable réservé par les agriculteurs aux PER et sur l'importance des PER pour la sensibilisation de la population agricole aux questions écologiques.

Dans le cadre du «projet Greifensee», Prasuhn *et al.* (2004) ont étudié les flux de matières dans le bassin versant du Greifensee (ZH). Les pertes d'azote ont été estimées à l'aide du modèle MODIFFUS (Prasuhn et Mohni 2003). Les pertes par lixiviation étaient à leur plus haut niveau (46 kg N/ha et an, état 1999) sous les terres ouvertes drainées. Sous les terres assolées, elles s'élevaient en moyenne à 35 kg/ha et an, sous les zones d'habitation et les jardins à 22 kg N/ha et an et enfin, sous les herbages et les forêts à 9 resp. 8 kg N/ha et an. Les simulations ont étudié les effets d'une éventuelle suppression des contributions écologiques à l'avenir (Zraggen *et al.* 2004). Le résultat indique que cela résulterait dans une nette intensification de l'agriculture et de l'exploitation des surfaces, avec néanmoins une baisse probable des terres assolées. Ce scénario entraînerait une réduction des pertes d'azote dans les eaux pour l'ensemble du bassin versant. Cette réduction atteindrait son apogée en cas d'ouverture des marchés à l'UE (-27 %, Zraggen *et al.* 2004). Ceci impliquerait néanmoins une hausse des pertes d'azote sous forme gazeuse suite à l'augmentation de la détention animale, hausse qui n'a pas été prise en compte dans les simulations.

Prasuhn et Mohni (2003) ont calculé les apports d'azote dans les eaux souterraines et les eaux de surface provenant de sources diffuses pour 38 bassins versants du canton de Berne en 2000 à l'aide du modèle de flux de matières MODIFFUS et ont comparé les résultats avec un calcul réalisé auparavant par Prasuhn et Braun (1994) en 1990. Ils en ont conclu que les pertes diffuses d'azote avaient baissé de l'ordre de 5 %. Ils estiment que les mesures écologiques ont contribué, au total, à une réduction de l'ordre de 10 % de la lixiviation des nitrates sous les terres assolées. Un nouveau calcul a largement confirmé cette estimation (chapitre 5, tab. 3).

Perspectives et recommandations

Bilan d'azote

Rien ne permet d'espérer que les directives des PER actuellement en vigueur puissent conduire à réduire davantage l'excédent national d'azote. L'excédent d'azote est stable depuis 1997, voire légèrement en hausse. La hausse est due notamment au fait que la consommation d'engrais minéraux a de nouveau augmenté de 4'500 t N depuis 1997, ainsi qu'à l'augmentation de 11'500 t des importations d'aliments fourragers. Pour maintenir l'excédent national d'azote au niveau actuel, les obligations instaurées par les PER ne doivent pas être assouplies et doivent continuer à s'appliquer à toutes les exploitations. Si l'on souhaite s'approcher encore de l'objectif qui préconise un excédent maximum de 86'000 t d'azote par an, il faudrait notamment revoir les seuils de tolérance dans les bilans d'azote des exploitations (p. ex. le seuil de tolérance de 10 % vers le haut dans le bilan glo-

bal, le seuil de tolérance de 5 % dans le bilan du fourrage de base). Le bilan de l'azote à l'échelle de l'exploitation s'est avéré l'instrument le plus efficace pour augmenter l'efficacité des apports d'azote. C'est donc à ce niveau qu'une intervention serait la plus prometteuse. Pour atteindre complètement les objectifs, les émissions d'azote dans l'agriculture devraient être considérablement réduites par rapport à aujourd'hui (réduction du nombre d'animaux ainsi que de l'emploi d'aliments fourragers et d'engrais azotés achetés dans le commerce).

Application

Nous ne pouvons pas évaluer dans quelle mesure une meilleure application (vulgarisation, contrôle) pourrait améliorer le respect des directives des PER. Cette question devrait néanmoins être tirée au clair. En 2003, le respect des directives des PER a été contrôlé dans deux tiers des exploitations inscrites. Des manquements ont été constatés dans 12 % des cas. Les enregistrements incomplets et incorrects constituaient la principale cause de manquement, suivi par le non-respect des exigences de la détention respectueuse du bien-être des animaux. En troisième position venait le non-respect du bilan de fumure équilibré (OFAG 2004). Nous partons du principe que les PER ont conduit à une utilisation plus réfléchie des engrais azotés. L'amélioration de la vulgarisation et l'établissement d'outils de planification simples peuvent permettre de rendre l'emploi de l'azote encore plus efficace. A ce niveau, il faut mettre l'accent notamment sur l'utilisation des engrais de ferme.

Nitrates dans les eaux souterraines

En ce qui concerne les teneurs en nitrates, nous nous attendons à une stabilisation au niveau relativement bas atteint actuellement. Etant donné le décalage dans le temps entre les émissions de nitrates (lixiviation provenant du sol) et les immissions de nitrates (mesure des teneurs en nitrates dans les eaux souterraines), on pourra éventuellement observer encore une légère baisse. Si la tendance à la hausse des excédents d'azote venait néanmoins à se confirmer, les teneurs en nitrates des eaux souterraines augmenteraient de nouveau elles aussi. Sur ce plan, il serait nécessaire d'intervenir notamment dans les régions de grandes cultures du Plateau. Il faut éviter que dans les grandes cultures, on fertilise de nouveau à outrance avec de l'azote, au-delà des besoins des cultures, sans quoi les gains d'efficacité obtenus jusqu'à présent seraient de nouveau perdus. Les exigences mentionnées plus haut relatives au solde d'azote de «Suisse-Bilanz» permettraient de contrer cette tendance. En outre, il faut conserver l'état de couverture végétale du sol en hiver, tel qu'il a été atteint grâce à l'indice de protection des sols. Si le nouveau règlement technique de protection du sol en vigueur depuis 2004 devait entraîner un accroissement des jachères nues en hiver, il faudrait réintroduire l'indice de protection des sols. Les projets nitrates selon l'art. 62a LEaux ont déjà été lancés. S'ils sont soigneusement planifiés et appliqués, ils pourront apporter une contribution efficace à la réduction des teneurs en nitrates dans les eaux souterraines fortement polluées.

Climat

L'importance de la protection climatique et donc également l'importance de la réduction des pertes d'azote sous forme gazeuse vont croissant. Par ailleurs, il est nécessaire de continuer à réduire les émissions d'ammoniac pour réduire l'eutrophisation et l'acidification des écosystèmes naturels. En ratifiant les conventions internationales, la Suisse est dans l'obligation juridique de réduire les émissions d'ammoniac. Pour le gaz hilarant, il n'existe pas d'obligation de réduction directe, mais l'obligation découle indirectement de l'engagement à réduire les émissions de gaz à effet de serre. Les obligations à moyen terme de réduire les pertes d'ammoniac et de gaz hilarant dans le secteur agricole seront vraisemblablement remplies. Il est cependant possible qu'à l'avenir les exigences soient encore plus sévères. C'est pourquoi il faut continuer à faire des efforts de vulgarisation et de motivation pour promouvoir les stabulations à émissions réduites, optimiser l'affouragement, le stockage et l'épandage des engrais de ferme et enfin, réduire les pertes de nitrates.

Récapitulatif

Dans l'ensemble, l'efficacité de l'emploi de l'azote a augmenté depuis la période de référence 1990–92. Le niveau de rendement dans la production végétale a pu être maintenu tandis que les émissions ont diminué dans les eaux souterraines et l'atmosphère. Cependant, depuis la seconde moitié des années 1990, la baisse des émissions d'azote stagne. L'emploi d'azote a même tendance à augmenter de nouveau. Cette tendance pourrait à moyen terme mettre en péril les effets environnementaux positifs obtenus jusqu'à présent.

Nous avons pu constater un effet positif des PER sur l'environnement même si les objectifs n'ont pas été atteints dans certains domaines (excédent du bilan national d'azote, recul de la teneur des eaux souterraines en nitrates). Pour pouvoir atteindre les objectifs à moyen terme, les PER devront conserver leur forme actuelle, les exigences devront être ponctuellement amplifiées, les efforts en terme de vulgarisation et de mise en œuvre devront être intensifiés et enfin, dans les régions problématiques, les PER devront être renforcées par les projets nitrates déjà en cours selon l'art. 62a LEaux.

L'application de mesures supplémentaires pour atteindre les objectifs écologiques qui n'ont pas encore été remplis à ce jour crée d'importants conflits d'intérêt par rapport à la rentabilité de la production agricole. Les mesures qui vont au-delà des exigences actuelles des PER doivent être analysées en ce qui concerne l'efficacité des coûts et des priorités doivent être établies.

Besoins d'évaluation

Les projets d'évaluation de la Confédération sous leur forme actuelle touchent à leur fin. Ils seront en partie remplacés par des indicateurs agro-environnementaux (OFAG 2002, Gaillard *et al.* 2003):

- Bilan national d'azote. Ce dernier continuera à être calculé selon la méthode actuelle et la méthode OCDE et sera disponible chaque année.
- Emissions d'azote provenant de l'agriculture, significatives pour l'environnement: cet indicateur est développé depuis 2005 à Agroscope FAL Reckenholz et sera calculé pour la première fois pour l'année 2006.
- Le «Réseau national d'observation de la qualité des eaux souterraines» (NAQUA) de l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage est opérationnel depuis 2002. Il sera poursuivi et développé.

En outre, la FAL continuera à établir des inventaires pour les gaz à effet de serre d'origine agricole (gaz hilarant, méthane) et à les actualiser chaque année. Pour l'ammoniac, l'inventaire constitue une obligation internationale. Il est prévu que l'OFEP effectue un nouveau calcul détaillé tous les cinq ans et actualise les données tous les ans.

Ces travaux permettent de bien se représenter l'état de l'environnement par rapport à l'azote et à l'agriculture. Il s'agit toutefois avant tout d'instruments d'observation, qui ne permettent que de tirer des conclusions limitées en ce qui concerne les causes des tendances observées. Pour faire plus, il faudrait des projets d'évaluation au sens strict du terme qui étudient l'influence de la pratique agricole et des mesures agro-politiques sur les flux d'azote, comme dans les études de cas réalisées dans le canton de Berne (chapitre 5) et à Fehraltorf (chapitre 6). A une échelle régionale moyenne, on peut envisager de réunir les relevés effectués dans le cadre du NAQUA et des études relatives à l'exploitation agricole des sols dans les différents bassins versants hydrogéologiques, puis d'évaluer le tout avec un modèle empirique, statistique, à méso-échelle des flux de matières comme MODIFFUS (Prasuhn et Mohni 2003). Dans les bassins versants les plus petits et notamment dans les zones où des projets ont été mis en place selon l'art. 62 LEaux, il est possible d'estimer l'impact des différentes mesures (comme dans l'étude de cas de Fehraltorf; chapitre 6) à l'aide de modèles d'azote dynamiques.

Besoins de recherche

Sur le plan des PER et du bilan d'azote, les besoins de recherche se font sentir notamment dans les domaines suivants :

- La recherche dans le domaine des «Bonnes pratiques agricoles» par rapport à la gestion agricole de l'azote doit être poursuivie (Richner *et al.* 2003). Les connaissances scientifiques doivent être mises rapidement et efficacement à disposition de la pratique par la vulgarisation.
- Des recherches sont également nécessaires pour augmenter encore l'efficacité de l'azote dans le domaine de la production animale (p. ex. optimisation des systèmes d'affouragement et de stabulation pour limiter les émissions d'ammoniac; conditionnement des engrais de ferme pour faciliter leur transport et augmenter l'efficacité des éléments nutritifs contenus dans les engrais finaux) et dans le domaine de la production végétale (p. ex. plan de fumure plus précis grâce à de meilleurs systèmes de diagnostic et de meilleures simulations; amélioration des pronostics relatifs à la mobilisation de l'azote issu du réservoir d'azote organique du sol; amélioration des techniques de fertilisation pour optimiser la libération de l'azote dans les engrais).
- Dans l'agriculture biologique, sachant qu'on n'utilise pas d'engrais minéraux, on a tendance à employer l'azote de manière plus modérée. Il est d'autant plus important d'optimiser les flux d'azote au sein des exploitations et d'éviter les pertes. C'est pourquoi la recherche doit également apporter sa contribution, notamment en ce qui concerne la gestion des engrais de ferme.
- Dans le but de réduire les pertes d'azote, il faudrait chercher à optimiser les nouveaux systèmes de culture, tels que les procédés respectueux des sols, la réduction du travail du sol et les cultures associées.
- Il faut poursuivre le développement des modèles de simulation d'azote afin d'estimer les pertes dans les bassins versants. Il existe certes un grand nombre de modèles de simulation relatifs à l'azote qui présentent différentes approches et conviennent pour diverses échelles. En Suisse, jusqu'à présent, ils ont rarement été utilisés avec succès. Des recherches sont encore nécessaires sur le plan de la validation ainsi que pour estimer l'incertitude des résultats. Ces modèles permettent de faire des prévisions par rapport aux modifications du mode d'exploitation (p. ex. en relation avec les projets selon l'art. 62a LEaux).
- Il faudrait tester l'emploi de modèles de simulation d'azote à l'échelle de l'exploitation et de la région et saisie expérimentale des émissions de gaz hilarant pour des sites d'herbages différemment utilisés, de manière à mieux adapter les facteurs d'émissions du gaz hilarant aux contingences suisses.
- L'optimisation du système d'exploitation agricole en cas de conflits d'intérêts pose un problème non résolu, non seulement par rapport à la gestion de l'azote, mais par rapport aux autres flux de matières (tous les éléments nutritifs, produits phytosanitaires), à l'énergie employée et à la biodiversité.

Les besoins de recherches vont donc de la recherche agronomique classique pour améliorer l'efficacité de l'azote employé et limiter les pertes, au développement d'instruments permettant d'évaluer le bilan de l'azote et d'établir des stratégies d'optimisation. Enfin, les efforts en matière de formation et de vulgarisation doivent continuer à être renforcés.

Bibliographie

- Assemblée fédérale, 1991. Loi fédérale du 24 janvier 1991 sur la protection des eaux. Berne, RS 814.20.
- Conseil fédéral, 1998a. Ordonnance sur les paiements directs versés dans l'agriculture. RS 910.13.
- Conseil fédéral, 1998b. Ordonnance sur la protection des eaux. Berne, RS 814.201.
- Feuille fédérale, 2002. Message concernant l'évolution future de la politique agricole (Politique agricole 2007) du 29 mai 2002. Chancellerie fédérale, FF V (02.046), 4'395–4'682.

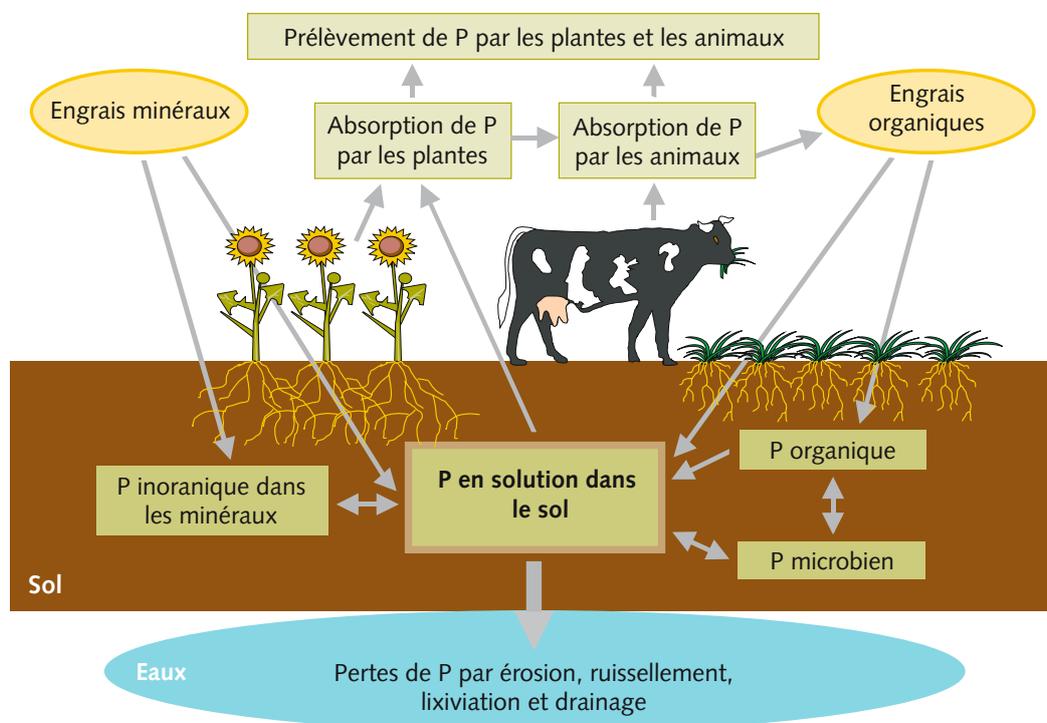
- Gaillard G. et Nemecek T., 2002. Ökobilanzierung des Extensioanbaus von Getreide und Raps. *Agrarforschung* 9 (11–12), 490–495.
- Gaillard G., Daniel O., Desaulles A., Flisch R., Herzog F., Hofer G., Jeanneret P., Nemecek T., Oberholzer H., Prasuhn V., Ramsauer M., Richner W., Schüpbach B., Spiess E., Vonarburg U.-P., Walter T. et Weisskopf P., 2003. Agrar-Umweltindikatoren: Machbarkeitsstudie für die Umsetzung in der Schweiz. *Cahier de la FAL* 47.
- Julien P., Niggli T. et Vorlet L., 2002. Sites d'observation pour les mesures écologiques en agriculture. Institut agricole Grangeneuve et Office de la protection de l'environnement du canton de Fribourg.
- OFAG, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Berne, Office fédéral de l'agriculture.
- OFAG, 2002. Développement des indicateurs agro-environnementaux et monitoring. Berne, Office fédéral de l'agriculture. <http://www.blw.admin.ch/rubriken/00690/index.html?lang=fr>
- OFAG, 2004. Rapport agricole. Berne, Office fédéral de l'agriculture.
- OFAG/OFEFP, 1994. Instructions pratiques pour la protection des eaux dans l'agriculture. Berne, Office fédéral de l'agriculture et Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage.
- Prasuhn V. et Braun M., 1994. Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Schriftenreihe der Eidg. Forschungsanstalt für Agrarkulturchemie und Umwelthygiene (FAC) Liebefeld-Bern Nr. 17.
- Prasuhn V. et Mohni R., 2003. GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Interner Bericht. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz. 223 S. www.reckenholz.ch/doc/de/forsch/umwelt/wasser/wasser.html
- Prasuhn V., Herzog F., Schärer M., Frossard E., Flühler H., Flury C. et Zgraggen K., 2004. Stoffflüsse im Greifenseegebiet: Phosphor und Stickstoff. *Agrarforschung* 11 (10), 440–445.
- Richner W., Anken T., Dubois D., Keck M., Lüscher A., Neftel A., Prasuhn V., Weisskopf P., Vullioud P. et Zihlmann U., 2003. Forschungsperspektiven für das Stickstoffmanagement in der Landwirtschaft. *Cahier de la FAL* 43, 65–70.
- UN, 1997. Protocole de Kyoto à la convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques. New York, Nations Unies.
- Zgraggen K., Flury C., Gotsch N. et Rieder P., 2004. Gestaltung der Landnutzung in der Region Greifensee. *Agrarforschung* 11 (10), 470–477.



P

Partie II
Evaluation du Phosphore

Figure 1:
Représentation simplifiée du cycle du phosphore dans l'interaction sol-plante-engrais (d'après Frossard et al. 2004, très modifié).



10 Le phosphore dans l'agriculture

Volker Prasuhn et René Flisch

Le phosphore est un élément nutritif essentiel des plantes. En agriculture, un apport en phosphore sous forme d'engrais est indispensable pour obtenir de bons rendements. Comme les réserves de phosphore naturel dégradable sont limitées, un apport ciblé et respectueux de l'environnement est nécessaire pour l'agriculture. D'un autre côté, l'apport d'engrais phosphatés en quantités supérieures aux besoins des plantes peut provoquer une pollution des eaux.

Le phosphore (P) est extrait principalement de roches riches en phosphore (phosphate naturel). D'après différentes estimations, les réserves mondiales de phosphate naturel commercialisable seraient actuellement de 12 milliards de tonnes (environ 1,6 milliards de tonnes de P). Avec une consommation annuelle de 132 millions de tonnes, ces réserves suffisent à peine pour une centaine d'années. Ces réserves augmentées des gisements actuellement non-exploitable, en gros 34 à 47 milliards de tonnes de phosphate naturel, pourraient suffire pour 250 à 370 ans de plus. De ce fait, le phosphore est une denrée rare qui devrait être utilisée avec respect et parcimonie. La consommation mondiale de phosphate naturel se fait à 90 % par l'agriculture. Le phosphore y est utilisé en grandes quantités sous forme d'engrais phosphatés inorganiques et d'aliments phosphatés.

La teneur en phosphore du sol

Avec des valeurs se situant entre 200 et 800 mg P/kg de sol, la teneur en P des terrains non fertilisés est relativement élevée. Toutefois, il s'agit là principalement de formes inorganiques ou organiques stables. De 25 % à 65 % de la teneur en P de la couche arable des sols minéraux se trouvent sous forme de liaisons phosphate organiques (phytate, acide nucléique) qui sont peu solubles et difficilement assimilables par les végétaux. Le phosphore inorganique se trouve lui sous forme d'apatite (phosphate de calcium) qui n'est pas disponible pour les plantes, ou sous forme de produit d'altération des apatites ou des engrais phosphatés. Le phosphate lié au fer ou à l'aluminium sous forme d'oxyde ou d'hydroxyde représente une source considérable de phosphate absorbable par les plantes.

Volker Prasuhn
et René Flisch,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich

Le phosphore dans l'agriculture

Le phosphore est un élément nutritif des cultures indispensable et irremplaçable. La teneur initiale du sol en phosphore assimilable par les plantes n'est pas suffisante pour couvrir les besoins de la production agricole. C'est pourquoi un apport complémentaire de P est nécessaire pour obtenir un rendement optimal d'une qualité irréprochable (fig. 1). Les fertilisants minéraux phosphatés (p. ex. les superphosphates, le phosphate d'ammonium, les scories Thomas, le phosphate naturel) peuvent, s'ils sont utilisés de façon adéquate, se transformer plus ou moins rapidement en une forme assimilable par les plantes. En Suisse, on constate depuis quelques décennies une nette accumulation de phosphore dans les couches superficielles du sol des terrains de culture intensive suite à l'utilisation copieuse d'engrais phosphatés minéraux et/ou organiques (dit de ferme). Les terrains à haute teneur de phosphore présentent un danger latent pour la contamination des eaux.

Le phosphore dans l'environnement

Le phosphore est l'élément clef de la croissance des algues dans le milieu aquatique. En général, un excès de phosphore dans les cours d'eau n'entraîne pas de problèmes écologiques significatifs. Mais le phosphore est ensuite entraîné par les ruisseaux et les rivières jusque dans les lacs ou la mer où cette trop grande accumulation provoque une prolifération de la biomasse végétale (eutrophisation). La dégradation de ces végétaux morts est à l'origine de l'épuisement de l'oxygène dans l'eau. Au terme des processus de décomposition, engendrés par des bactéries anaérobies, des substances toxiques comme l'hydrogène sulfuré, l'ammoniac et le méthane sont formés. L'eau va commencer à «tourner» (les poissons meurent, l'eau a une odeur nauséabonde). Les autres conséquences de l'eutrophisation sont la diminution de la biodiversité, les coûts liés à la production d'eau potable et le manque d'attrait touristique du lieu. Deux types d'apports sont responsables de l'augmentation du phosphore dans l'eau: celui provenant de sources ponctuelles (p. ex. les stations d'épuration communales et industrielles, les décharges d'eaux de pluie) et celui provenant de sources diffuses (p. ex. l'agriculture, les forêts, l'atmosphère). Un apport de seulement quelques pourcents de la quantité de phosphore utilisé pour l'agriculture suffit à menacer la qualité de l'eau, des rivières et des lacs.

Mesures de réduction de la charge en phosphore

Ces dernières décennies, différentes mesures ont été prises pour réduire la charge en phosphore des cours d'eau et des lacs. Parmi elles, on trouve l'interdiction des phosphates dans les produits de lessive, l'augmentation des raccordements ménagers et industriels à des stations d'épuration, la récupération du phosphore contenu dans les boues d'épuration, la diminution de l'excrétion du phosphore par les animaux de rente grâce à une alimentation appropriée (fourrages contenant moins d'azote et de phosphore) et les recommandations de fumure.

Suite au succès de ces mesures de réduction au cours de ces dernières décennies, la charge de phosphore provenant de sources ponctuelles a fortement diminué. De ce fait, la part relative de la charge de phosphore en provenance de l'agriculture a, elle, augmenté. Il y a encore une grande nécessité d'agir, en particulier dans certaines régions agricoles très intensives.

Bibliographie

Frossard E., Julien P., Neyroud J.-A. et Sinaj S., 2004. Phosphor in Böden, Düngern, Kulturen und Umwelt – Situation in der Schweiz. BUWAL, Schriftenreihe Umwelt 368, Bern. 183 S.

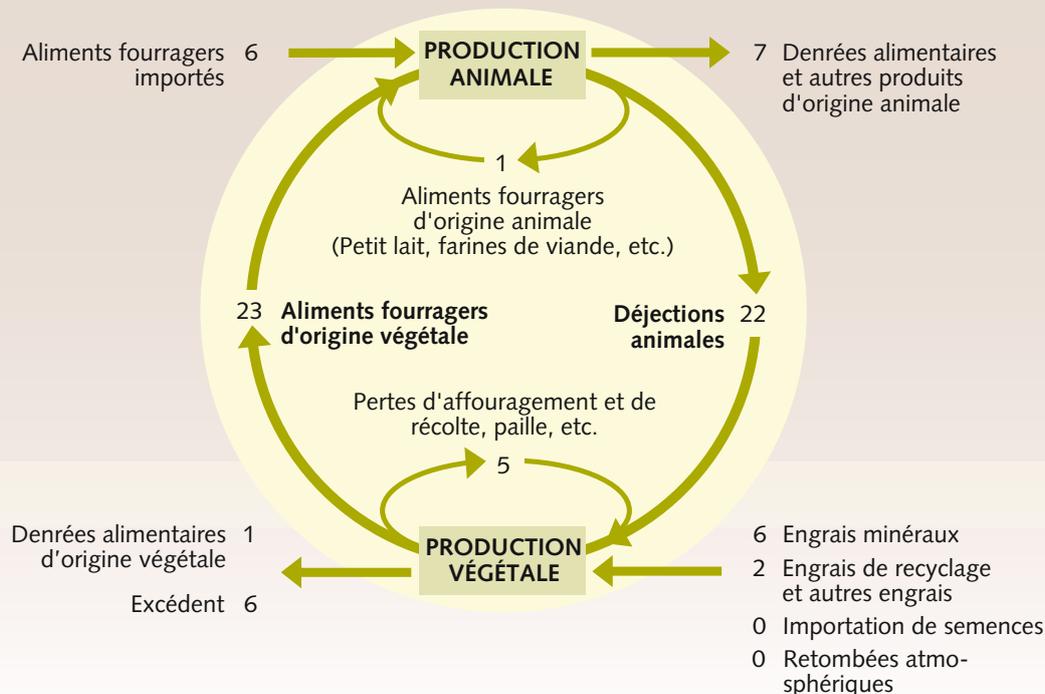


Figure 1:
Cycle du P dans
l'agriculture suisse
en 2002 (en 1'000 t
de P)

11 Le bilan du phosphore en Suisse

Ernst Spiess

L'évolution au cours des années de l'excédent de phosphore dans l'agriculture suisse a été étudiée au moyen du bilan des entrées et des sorties. Le surplus de phosphore (P) pour l'année 2002 s'est élevé à 6'000 t avec 15'000 t d'entrées et 9'000 t de sorties. Entre 1980 et 2002, l'excédent de P a baissé de 23'000 t, ce qui est principalement dû au recul de l'utilisation des engrais minéraux et à une diminution des importations de fourrage. Les premières années après l'introduction des paiements directs écologiques, la réduction du surplus de phosphore était au-dessus de la moyenne. C'est pourquoi l'objectif d'une diminution de l'excédent de P à 9'400 t entre 1990/1992 et 2005 était déjà atteint en 1996.

En 2002, d'après les entrées, 15'000 t de P sont entré dans le cycle agricole (tab. 1)¹⁾. L'importation d'aliments fourragers et les engrais minéraux ont représenté avec 42 % chacun, la plus grosse part du bilan des entrées. La part des engrais de recyclage et autres engrais était de 14 %, celle des retombées atmosphériques et des semences importées de moins de 5 %. Du côté des sorties, 9'000 t de P quittaient le secteur agricole, ce qui représentait 40 % des entrées. La quantité de P dans les denrées alimentaires et autres produits d'origine animale était quatre fois supérieure à celle des denrées alimentaires d'origine végétale. L'excédent de P s'élevait en 2002 à un peu plus de 6'000 t pour une surface agricole utile de 1'069'771 ha, soit 5,8 kg P/ha. On peut admettre que la plus grosse partie de cet excédent s'est accumulée dans le sol, le reste passant dans les eaux par l'entremise de l'érosion et de l'entraînement par ruissellement.

Le cycle du phosphore (fig. 1) ressemble à celui de l'azote. En 2002, entre les aliments fourragers d'origine végétale et les engrais de ferme, environ 23'000 t de P ont été mises en circulation. On constate que les aliments fourragers d'origine animale contenaient presque autant de P que les denrées alimentaires et autres produits d'origine animale. Près de deux tiers du phosphore contenu dans le lait produit quittaient l'agriculture au travers des denrées alimentaires. Alors qu'il y a quelques années ce rapport était encore de 50 % pour la pro-

¹⁾ La méthode de calcul de ce bilan ainsi que ses paramètres exacts sont expliqués dans le chapitre 3 «Bilan de l'azote».

Ernst Spiess,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich

duction carnée, en 2002 suite à l'interdiction des farines animales, il est passé à presque 100 %. Dans la production végétale, la fertilisation et les retombées atmosphériques ont excédé d'un quart le prélèvement de P dû à la production de denrées alimentaires et d'aliments fourragers.

Tableau 1. Bilan du phosphore dans l'agriculture suisse pour l'année 2002 (en t de P/année et en % du total des entrées).

	t de P/année	%
Entrées	14'792	100
Aliments fourragers importés	6'160	42
Engrais minéraux	6'153	42
Engrais de recyclage et autres engrais	2'106	14
Semences importées	30	0
Retombées atmosphériques	344	2
Sorties	8'520	58
Denrées alimentaires et autres produits d'origine animale	6'921	47
Denrées alimentaires d'origine végétale	1'599	11
Excédent	6'272	42

Evolution des entrées et sorties de P entre 1975 et 2002

Entre 1975 et 2002, les entrées de P dus à l'importation d'aliments fourragers chutaient fortement, car la réduction du cheptel a restreint les besoins en fourrage, permettant ainsi à la production indigène de céréales fourragères de remplacer les importations (fig. 2). Dans le milieu des années nonante, les entrées de P dus aux aliments fourragers importés étaient déjà la moitié de ceux mesurés 20 ans plus tôt. Ces dernières années, l'importation d'aliments fourragers a de nouveau augmenté de 1000 t de P, mais cela est dû à la forte augmentation de la consommation des tourteaux de soja qui ont remplacé en partie les farines animales.

Entre 1975 et 1980, la consommation de phosphore due aux engrais minéraux a augmenté de 17'000 à 20'500 t de P/année. Puis jusqu'en 2002, il y a eu un recul à 6'000 t de P. Entre 1975 et 1994, la répercussion sur les entrées de P de l'augmentation de l'utilisation des engrais de recyclage et autres engrais est bien visible. Mais ces dernières années, le

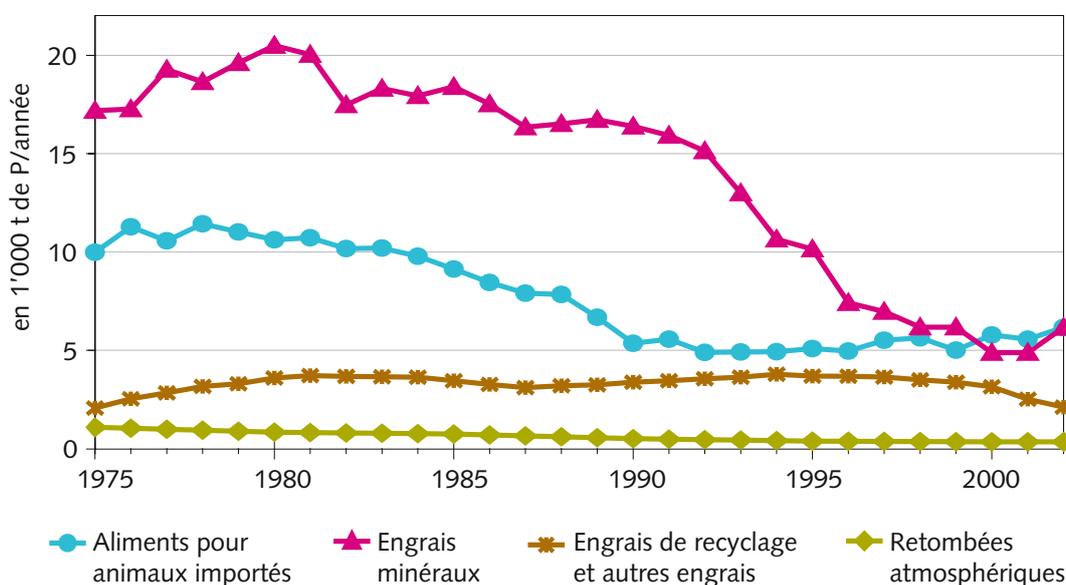
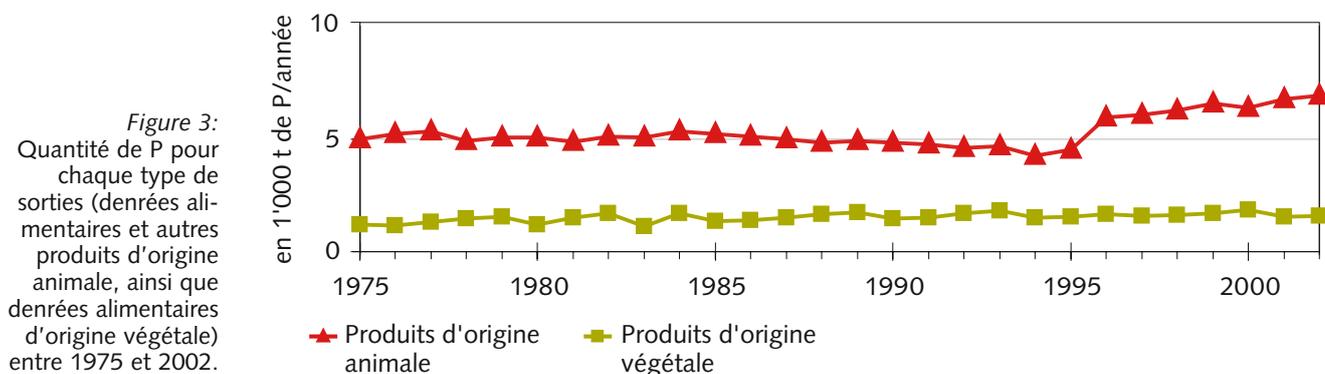


Figure 2: Quantité de P pour chaque entrant entre 1975 et 2002.

recyclage des boues d'épuration par l'agriculture a régressé suite à l'annonce de leur interdiction d'utilisation. En comparaison avec l'azote, les valeurs des retombées atmosphériques du phosphore sont plus basses.

Dans les sorties, on remarque que la quantité de P provenant des denrées alimentaires et autres produits d'origine animale est restée au niveau de 5'000 t de P jusqu'en 1995. Depuis que les farines animales sont éliminées du secteur agricole et qu'elles sont disposées, cette partie des sorties a augmenté (fig. 3). L'exportation de P par les denrées alimentaires d'origine végétale oscillait beaucoup d'année en année, et contrairement à l'azote, augmentait un petit peu sur l'ensemble de la période.



Evolution de l'excédent de P entre 1975 et 2002

Les surplus de P ont augmenté les cinq premières années de la période d'évaluation, pour atteindre un pic en 1980 avec 29'000 t de P, puis ont diminué par la suite de manière presque continue jusqu'à 6'000 t de P en 2002 (fig.4). L'augmentation des surplus jusqu'en 1980 était principalement due à l'augmentation de l'utilisation des engrais minéraux et des boues d'épuration. En 1980, l'effectif maximale du cheptel ainsi que l'utilisation des engrais minéraux étaient à leur apogée.

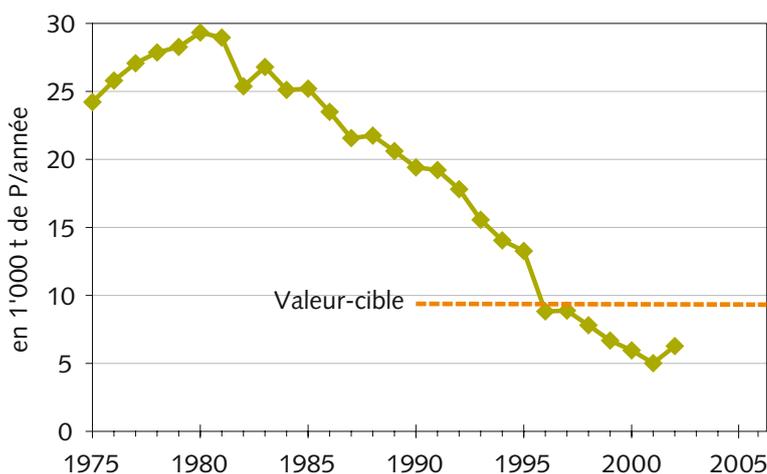


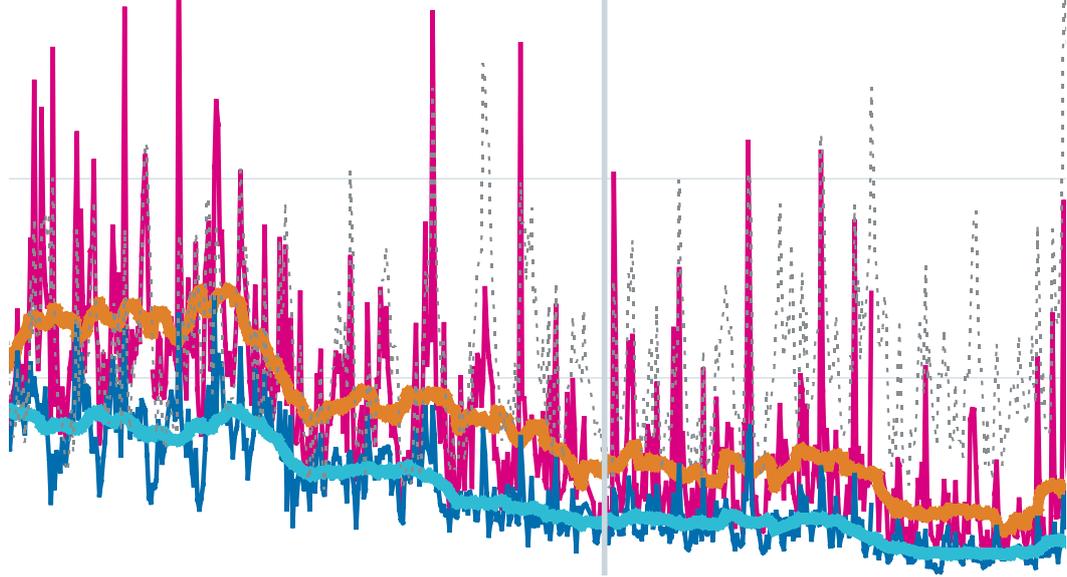
Figure 4:
Surplus de P entre 1975 et 2002 et valeur-cible à atteindre.

Depuis lors, l'utilisation des engrais minéraux a diminué presque chaque année. En 2002, on a utilisé 14'000 t de P de moins qu'en 1980, ce qui représente une diminution de près de 70 %. De plus, la diminution d'environ 4'000 t de P par les importations fourragères a aussi son importance. Même l'utilisation des boues d'épuration et les apports de P par les retombées atmosphériques ont reculé. Dans le même temps, les sorties globales ont augmenté de 2'000 t de P entre 1980 et 2002.

Dans le cadre de l'évaluation des mesures écologiques, l'objectif fixé pour l'excédent de phosphore était une diminution de 50 %, entre les années de référence 1990/1992 et 2005, en se basant sur le bilan des entrées et sorties. En 1990/1992, le surplus de P était de 18'800 t. De ce fait, une réduction de l'excédent de P à 9'400 t devait être atteinte pour 2005. A notre satisfaction, cet objectif était atteint et même dépassé pour la première fois en 1996. Pendant les années suivantes, l'excédent de P a continué à baisser, avec pourtant une élévation à mentionner en 2002, suite à une plus grande utilisation d'engrais minéraux. Jusqu'en 2004, le surplus devrait probablement de nouveau baisser un peu. L'apport d'engrais minéraux baissant, on peut aussi tabler sur une réduction due à l'interdiction à venir d'épandre les boues d'épuration. Cependant, l'importation de fourrage montre une légère tendance à la hausse ces dernières années.

La réduction de l'excédent constatée entre les années de référence 1990/1992 et 2002 était principalement due à la moindre utilisation des engrais minéraux. Celle-ci a plus fortement chuté entre 1993 et 1996 qu'avant ou après cette période. Ceci démontre l'efficacité d'un bilan de fumure équilibré comme condition préalable aux paiements directs pour une production intégrée. En effet, pendant cette période, plus de la moitié des agriculteurs sont passés à la production intégrée ou biologique pour leur exploitation.

On ne doit tout de même pas perdre de vue que le bilan du P est toujours positif et que le surplus de P représente quand même un quart des sorties de P. Cela signifie que le phosphore est toujours trop utilisé pour la fertilisation des champs. Le cumul des excédents de phosphore utilisé entre 1975 et 2002 s'élève à 493 kg P/ha. En admettant que 10 % de cet excédent s'évacue par l'entraînement par ruissellement et l'érosion dans les eaux, l'enrichissement de P dans le sol reste en moyenne de 444 kg P/ha, ce qui représente en gros les prélèvements moyens par les récoltes en 15 ans. Il est vrai qu'une grande partie du phosphore accumulé dans le sol y restera fixée, ne sera pas lixiviée par les eaux à court ou moyen terme ou sera absorbée par les plantes. Mais la teneur en P du sol augmente quand même continuellement. Si aujourd'hui, par un phénomène érosif, une grande portion de sol arrivait dans les eaux, son teneur en P serait plus haute qu'en 1975.



12 Le phosphore dans les eaux de surface

Paul Liechi

Dans les bassins versants des lacs surfertilisés (eutrophisation), les teneurs élevées en phosphore du sol et des eaux sont problématiques. Depuis 1985, la réduction de la charge de phosphore dans les grands cours d'eau en aval des lacs est en gros de plus de 50 %. La principale cause de ce recul est le développement de l'épuration des eaux usées. La réduction de la charge en phosphore dans ces eaux depuis les années de référence 1990–1992, qui sont déterminantes pour l'évaluation des mesures écologiques, se monte à environ 35 %. Grâce à l'amélioration de l'état des cours d'eau, les lacs retiennent proportionnellement plus de phosphore dans leurs sédiments. Sans cette capture supplémentaire de phosphore, la diminution de charge des cours d'eau serait moins marquée. Les résultats des analyses de phosphore ne permettent cependant pas de savoir de quelle source il provient. La charge diffuse des cours d'eau des bassins à vocation agricole ne peut être évaluée que par l'analyse de l'eau des affluents, ou à l'aide de simulations mathématiques. De tels résultats ne sont disponibles que de manière ponctuelle pour la période d'évaluation. Ils montrent une diminution du phosphore d'origine agricole depuis 1990–1992 entre 10 et 30 %.

Le phosphore (P) apporté par les engrais de ferme, les engrais minéraux, les engrais de recyclage ou les autres engrais est plus ou moins bien lié ou absorbé suivant la nature du sol ou le développement de la végétation. Lors de fortes précipitations, de grandes quantités de phosphore peuvent aboutir dans les eaux de surface par la voie directe de l'écoulement superficiel (ruissellement, par érosion du sol), ou par la voie indirecte (écoulement préférentiel par les macropores du sol, drainage et lessivage).

Les apports de phosphore provenant de l'agriculture sont un problème dans les bassins versants des lacs qui, malgré l'aménagement accru de stations d'épuration des eaux usées, sont toujours surfertilisés. Tant que le régime de phosphore dans les bassins versants sera trop élevé, la situation des lacs situés en aval ne pourra pas s'améliorer. La surfertilisation des sols devrait être évitée afin de stopper la formation de réserves de phosphore, desquelles le phosphore pourra fuir pendant des années. L'objectif d'une réduction des apports de phosphore dans les eaux par ruissellement et lixiviation, ou par érosion du sol, doit d'abord tenir compte des régions problématiques, et aussi de la teneur en phosphore et de la capacité d'absorption des lacs situés en aval. Une agriculture adoptant les bonnes pratiques agricoles peut, certes, réduire les pertes de phosphore par le ruissellement et l'érosion, mais n'aura en règle générale une influence sur l'enrichissement du sol en phosphore que si les apports de phosphore sont inférieurs aux besoins des plantes.

Paul Liechi,
OFEFP, Division
protection des eaux,
CH-3003 Berne

L'objectif de l'évaluation des mesures écologiques concernant le phosphore (avec les années de référence 1990–1992 et pour la période allant jusqu'en 2005) était prévu pour les eaux de surface comme suit (chap. 1):

- Une réduction de 50 % de la charge en phosphore des eaux de surface due à l'agriculture.
- Vérifier avec l'aide de données existantes, si cet objectif a pu être atteint.

Méthode

En Suisse, différents services spécialisés collectent des données sur les propriétés physico-chimiques des eaux de surface. Les lacs sont contrôlés par les commissions internationales (Commission internationale pour la protection des eaux du lac Léman contre la pollution, CIPEL; Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, IGKB; Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere, CIPAI), l'Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EAWAG), les stations cantonales pour la protection des eaux, et le service d'approvisionnement en eau potable de la ville de Zürich. Les qualités physico-chimiques des cours d'eau sont contrôlées par les services fédéraux ou cantonaux compétents en plus de 400 points de mesure.

Cependant, la plupart des stations cantonales n'examinent la qualité des eaux des cours d'eau qu'au travers de quelques échantillons ponctuels par année. Ils ne suffisent pas pour satisfaire à l'exigence relative à la continuité chronologique nécessaire à l'évaluation des mesures écologiques et, de ce fait, ne peuvent pas être utilisés pour la vérification de l'efficacité des mesures. Même les quelques sites avec des séries continues d'échantillons composites ne le font, en règle générale, que dans le cadre de campagnes de 2 ou 3 ans. Les interruptions entre les différentes campagnes ne permettent pas d'obtenir des indications précises sur la période d'évaluation.

Le «réseau national d'observation des eaux de surface» (NADUF) (OFEFP 2000, Zobrist *et al.* 2004) est un projet commun de l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), de l'Office fédéral des eaux et de la géologie (OFEG), de l'EAWAG, et de l'Institut fédéral de recherche sur la neige et le paysage (WSL). Les cours d'eau sont échantillonnés continuellement: on analyse des échantillons composites de 14 jours consécutifs. Même dans ce réseau national, les coûts engendrés font que seul quelques sites sur les cours d'eau sont testés sans interruption: à Diepoldsau, Rekingen et Weil le long du Rhin, à Brugg le long de l'Aare, à la Porte du Scex et à Chancy le long du Rhône, à Andelfingen le long de la Thur. Les bassins versants de ces points de mesures sont si vastes qu'ils contiennent tous des agglomérations de moyenne ou grande importance. Le programme NADUF a été mis en place au milieu des années septante sur la base des relevés de teneur en éléments nutritifs ou en polluants des grands ou moyens cours d'eau. Actuellement, les petits bassins versants ne contenant que des exploitations agricoles manquent encore dans ce programme.

La crue de mai 1999 a causé des dégâts dans certains points de sondage, qui ont parfois provoqué de longues interruptions de mesures. Des projets de construction en amont ou aux places de sondage le long de la Thur, à Brugg le long de l'Aare et à Chancy le long du Rhône ont conduit à d'autres interruptions dans les séries de mesures. En conséquence, des mesures ininterrompues et de longue durée, permettant de tirer des conclusions sur l'évolution dans le temps des concentrations et des charges de phosphore, sont limitées à quelques stations du programme NADUF.

Le phosphore des eaux provient principalement des sources suivantes: la décomposition naturelle des roches (charge géologique naturelle), les engrais minéraux, les engrais de ferme et de recyclage provenant de l'agriculture et de la «para-agriculture», des ménages, de l'industrie et de l'artisanat. Même avec les possibilités d'analyses permettant de séparer les différentes fractions de phosphore (orthophosphates, polyphosphates, phosphates organiques en solution, phosphates inorganiques ainsi qu'organiques particulaires, phosphore total des

eaux filtrées et des eaux brutes), une attribution claire à chaque source n'est pas possible. En effet, les différents procédés physico-chimiques et biologiques qui ont lieu dans le terrain, les stations d'épuration et les eaux de surface changent constamment la répartition entre les différentes fractions. La réduction des charges de phosphore provenant de l'agriculture ne peut être techniquement mesurée que lorsqu'il n'y a plus de variations significatives pour les autres sources de P. Si bien qu'il n'est pratiquement pas possible d'évaluer les effets des mesures proposées avec le système de mesures actuel. C'est seulement par des contrôles ciblés des affluents des lacs pollués ou par une modélisation, que l'on pourra se prononcer sur la provenance du phosphore. Des résultats de pareils contrôles ou modélisations n'existent que de façon ponctuelle pour la période d'évaluation.

Evolution de la teneur en phosphore dans les lacs

De grandes quantités de phosphore dans les plans d'eau sont problématiques. Comme, à l'état naturel, le phosphore n'existe pas en concentration suffisante pour couvrir les besoins des algues et des plantes aquatiques, il en devient leur régulateur de croissance. Pendant la saison chaude, les lacs se réchauffent depuis la surface grâce à l'augmentation du rayonnement solaire. Les eaux de surface se dilatent un peu, de ce fait sont spécifiquement plus légères et surnagent sur les eaux profondes plus froides. La différence de densité à l'interface agit comme une barrière et diminue le transport des éléments nutritifs dilués venant des couches profondes vers les couches superficielles entre 10 et 20 m de profondeur, où la production de la biomasse est grande (zone trophogène). A cause de son absorption par les plantes aquatiques et les algues, la concentration de phosphore dans les eaux de surface peut tellement descendre durant cette phase de stagnation que la production de la biomasse diminue.

L'augmentation de la teneur en éléments nutritifs de beaucoup de lacs, observée à partir des années cinquante, a fait que le phosphore n'agissait plus comme facteur limitant de la croissance des algues ce qui a provoqué une forte augmentation de leur croissance. Une fois morte, cette biomasse sédimente et se décompose au fond des lacs, ce qui provoque un manque d'oxygène des eaux profondes, provoquant dans plusieurs endroits l'élimination totale de toute forme de vie. Non seulement l'oxygène manque pour la respiration des formes de vie animale, mais en plus des produits toxiques comme l'ammoniac et le sulfure d'hydrogène se forment. Si l'oxygène manque dans les couches supérieures du sédiment et juste au-dessus (hypolimnion), la capacité de fixation du phosphore au sédiment sera réduite. Le phosphore déjà fixé dans le sédiment sera davantage remobilisé et retournera dans la phase soluble. Le lac s'autofertilise.

Par sa situation (exposition au vent), sa profondeur, la forme de son bassin et le temps de renouvellement de ses eaux, chaque lac réagit différemment au phosphore. En général, des valeurs indicatrices pour les concentrations de phosphore ne peuvent être définies. Mais comme le manque d'oxygène engendre des processus indésirables dans les lacs, l'Ordonnance sur la protection des eaux (Conseil fédéral 1998) a défini une valeur critique comme suit: «...que la teneur en oxygène de l'eau ne soit, à aucun moment et à aucune profondeur, inférieure à 4 mg/l O₂; elle doit en outre suffire pour que les animaux moins sensibles, tels que les vers, puissent peupler le fond du lac durant toute l'année et en nombre aussi proche que possible de la densité naturelle. Les conditions naturelles particulières sont réservées.»

L'épuration des eaux usées et l'utilisation de nouvelles technologies dans le traitement des eaux usées, par exemple l'élimination du phosphore par précipitation (phase III) ou par filtration des produits de floculation (phase IV), ont nettement diminué la charge en éléments nutritifs ou polluants des eaux de surface. En Suisse, cela se voit particulièrement depuis 1980 pour les teneurs en phosphore total ou en orthophosphates des cours d'eau. Une forte

réduction de la charge est aussi due à l'interdiction, en juillet 1985, par le Conseil fédéral, des phosphates dans les produits de lessive. Avec la baisse de la charge en phosphore des lacs, le stockage de celui-ci dans la zone trophogène diminue et la période de concentration minimale du phosphore apparaît plus tôt. De ce fait, moins de phosphore est absorbé par les algues et les plantes. Les valeurs correspondantes sont en conséquence aussi plus basses dans la phase de circulation suivante. Cela mène, en particulier pour le cas du phosphore soluble (p. ex. orthophosphates) à une réduction des variations saisonnières dans les cours d'eau situés en aval (p. ex. fig. 4).

En général, on peut constater une forte réduction des concentrations de phosphore dans les lacs suisses depuis le milieu des années septante. Pour les grands lacs, le recul des concentrations de phosphore était plus marqué avant 1990 qu'après (fig. 1). Les réductions de phosphore de 1990 à 2003 se situent à peu près entre 5 % (lac des Quatre-Cantons) et 75 % (lac de Constance), en tenant compte du fait que les conditions météorologiques influencent ces valeurs. Lorsque le temps de renouvellement de l'eau est augmenté, les lacs réagissent avec retard aux changements de charges des bassins versants.

Pour les lacs de taille moyenne, le plus grand recul de la teneur en phosphore a été observé après 1975 (fig. 2). Les diminutions de la teneur en phosphore entre 1990 et 2003 se situent à peu près entre 30 % (lac de Zoug) et 80 % (lac de Baldegg), bien que les conditions météorologiques rendent difficiles la détermination d'une tendance statistiquement assurée. Pour la plupart des nombreux petits lacs, on ne possède au plus que des données résultant de campagnes de mesures, mais aucune sur le long terme. C'est pourquoi l'évolution des concentrations de phosphore dans les petits lacs suisses ne peut être évaluée. Une étude du canton de Berne montre quand même que beaucoup de ces petits lacs sont eutrophes (OPED 1999). La source de contamination principale est – souvent de manière significative – l'agriculture.

Evolution de la teneur en phosphore des cours d'eau

Dans les eaux, la production de la biomasse ne diminue véritablement que lorsque les concentrations de phosphore sont inférieures à 5 µg/l P. Le phosphore arrive continuellement dans les cours d'eau par le courant. Le phosphore n'a, en outre, une fonction régulatrice de la production de la biomasse que dans les eaux stagnantes. Pour cette raison, une exigence numérique pour le phosphore dans les cours d'eau n'a aucun sens.

Les lacs réagissent plus fortement aux changements survenus dans leur bassin versant, parce que les eaux et les nutriments séjournent plus longtemps dans les lacs que dans les cours d'eau. Outre la forte diminution des teneurs en P dans les lacs (fig. 1 et 2), certes différenciée, les cours d'eau en aval reflètent aussi les effets des mesures telles que l'épuration des eaux usées et l'interdiction des phosphates dans les lessives (fig. 3). Dans le bassin versant du Rhin, depuis le premier novembre 1989, une prescription veut que les stations d'épuration prévues pour plus de 10'000 équivalent-habitants éliminent le phosphore des eaux

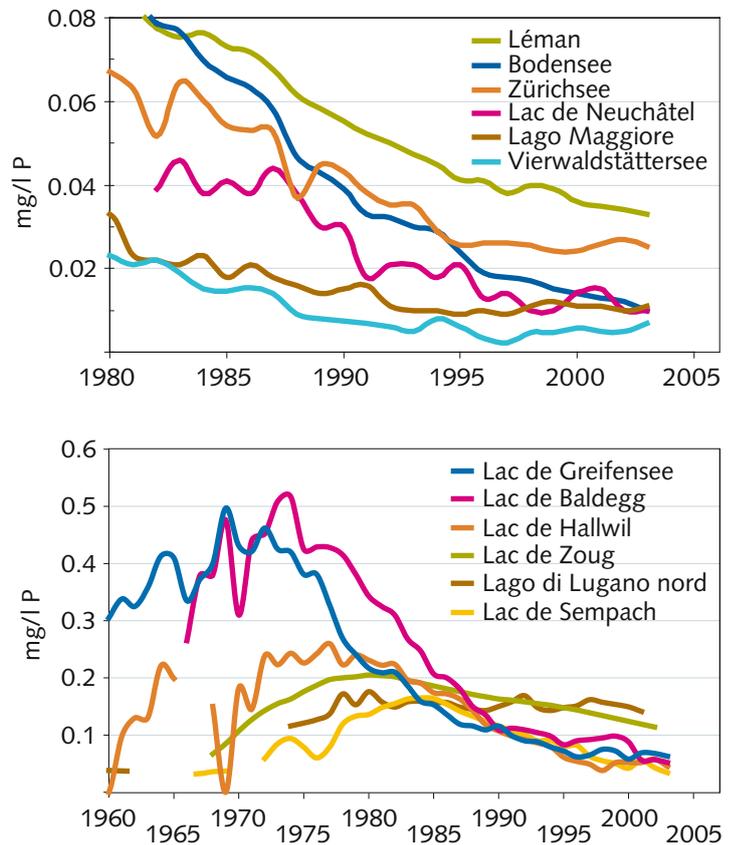


Figure 1/en haut: Evolution des concentrations de phosphore total dans les grands lacs, moyenne annuelle (source: services cantonaux, commissions internationales, EAWAG, service d'approvisionnement en eau potable de la ville de Zurich)

Figure 2/en bas: Evolution des concentrations de phosphore total dans les lacs de taille moyenne, moyenne annuelle (source: services cantonaux, commission internationale CIPAI, EAWAG).

usées (phase III).

De plus, les stations d'épuration les plus grandes ont continué à se transformer et à s'améliorer, suite à la volonté de réduire la charge en azote de la mer du Nord. La réduction des concentrations et des charges de phosphore était la plus spectaculaire avant 1990, mais elle a continué à progresser régulièrement jusqu'en 2002, et cela se remarque aussi dans le Rhin à Bâle (fig. 3). Le Rhin draine l'eau des deux tiers de la surface de la Suisse. La proportion de la charge provenant de l'étranger en aval du lac de Constance est minime. De ce fait, l'évolution des teneurs en phosphore en aval de Bâle est représentative d'une grande partie de la Suisse. La diminution de la charge de phosphore dans le Rhin au niveau de Bâle était d'environ 35 % pour la période allant de 1990 à 2003, bien que les variations dues aux conditions météorologiques ne permettent pas d'avoir des résultats plus précis. Ceci se voit en particulier dans les nettes variations de la charge en phosphore dans le Rhin durant la période 2000–2003 (fig. 3). Les pluies persistantes de l'automne 2002 ont particulièrement favorisé la lixiviation et le ruissellement et ont rendu les terrains tellement gorgés en eau pendant des mois qu'ils ne pouvaient presque plus absorber les engrais de ferme. Une estimation approximative montre une augmentation de plus de 1'000 t de phosphore en comparaison avec la moyenne de l'année 2000. Une telle augmentation ne peut pas être répertoriée dans ce cas-là, car elle provient de sources diffuses. L'augmentation observée pourrait être expliquée par la remobilisation des réserves de phosphore accumulées dans le sol suite à des pluies intenses ou de longue durée. Cette hypothèse est consolidée par le recul des apports de phosphore dans le Rhin pendant la sécheresse de l'été 2003. La moyenne annuelle pour la charge de phosphore dans le Rhin pour l'année 2003 était inférieure à celle de 2000 ou de 1998.

Les orthophosphates correspondent au phosphore inorganique dissous. Pour cette fraction de phosphore dissous, les écarts de variation deviennent avec le temps nettement plus petits, car la dynamique du phosphore, qui dépend des précipitations est nettement plus visible lorsque celui-ci est sous forme particulaire. La baisse de la charge en orthophosphates dans le Rhin à Bâle entre 1990 et 2003 est d'environ 55 %.

Les lacs sont des pièges à P, car une partie du phosphore amené par les affluents restera fixée dans le sédiment. Plus l'état du lac sera sain, plus il y aura de phosphore fixé dans le sédiment – pas de façon absolue il est vrai, mais au moins proportionnellement à la concentration du lac. La diminution de la teneur en phosphore des affluents s'exprimera de manière plus marquée dans les effluents des lacs (cf. fig. 1 et 4).

La dynamique du phosphore n'est pas comparable dans les bassins versants qui ne contiennent pas de grands lacs. La réduction du phosphore après l'interdiction d'utilisation de phosphates dans les lessives fut plus vite perceptible, par contre moins durable. Les pics d'augmentation de concentration observés sont plus prononcés et souvent liés à des événements pluvieux (fig. 5).

Dans le bassin versant du lac de Greifensee, la diminution entre les années 1970 et 1993 était très importante (de 77 t de P par année à 5,1 t de P par année, communication personnelle H. Bühler EAWAG, 2005). Le recul de ces 10 dernières années à 4,6 t de P (2003) est par contre plus faible (AWEL 2003). Cela apparaît aussi dans les concentrations de phosphore dans la Glatt avant son embouchure dans le Rhin (cf. fig. 2 et 6).

Simulation mathématique

Les concentrations de phosphore dans les lacs et les cours d'eau sont le résultat d'apports par des sources ponctuelles et des sources diffuses. L'analyse chimique du phosphore ne permet pas de connaître son origine. On peut mesurer les apports provenant de sources ponctuelles, mais la réalisation de programmes de mesures pour une observation des charges en continu est trop onéreuse. C'est pourquoi, les services cantonaux se limitent en général à des contrôles par sondage ponctuel, même pour les sources ponctuelles. Les

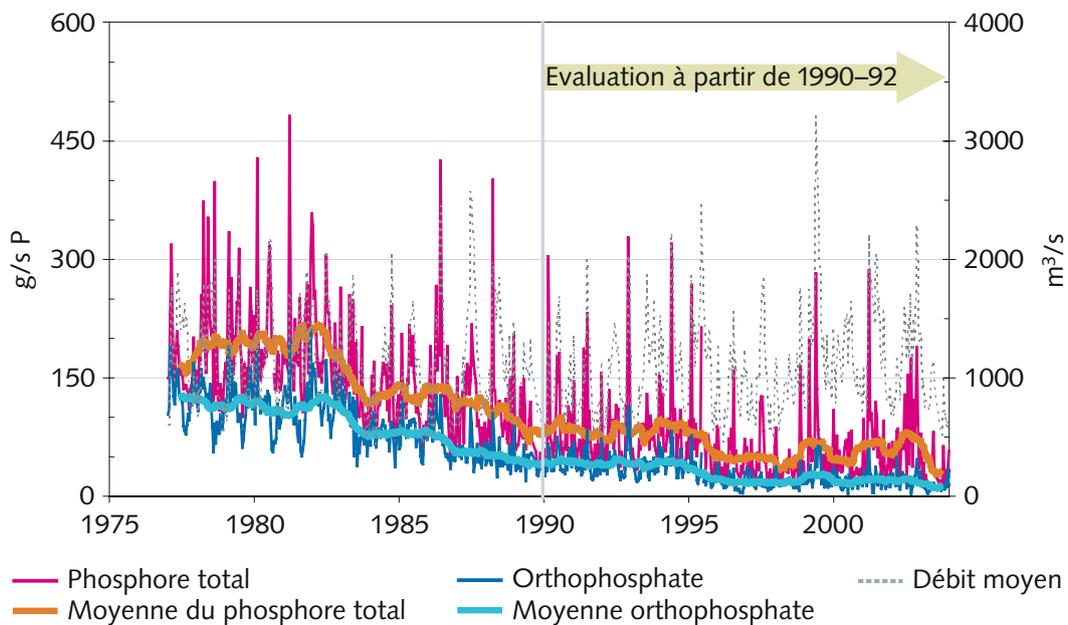


Figure 3:
Charge de phosphore dans le Rhin à Bâle (26 échantillons composites par année, moyenne mobile sur une année, mesure du débit; source: www.naduf.ch).

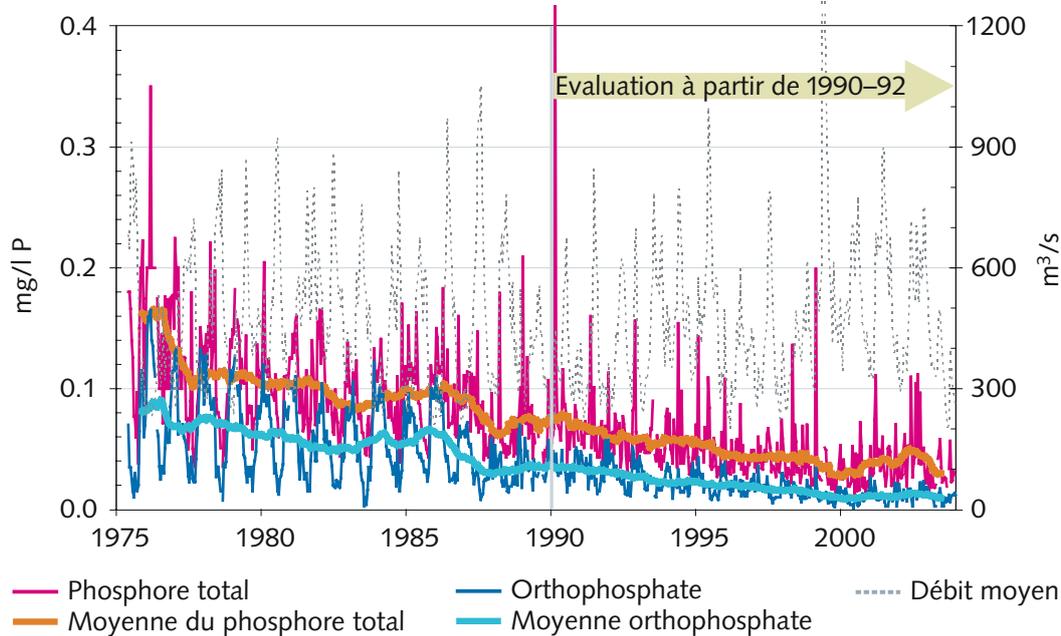


Figure 4:
Concentration de phosphore dans le Rhin à Rekingen en aval du lac de Constance (26 échantillons composites par année, valeur moyenne mobile sur une année, mesure du débit; source: www.naduf.ch).

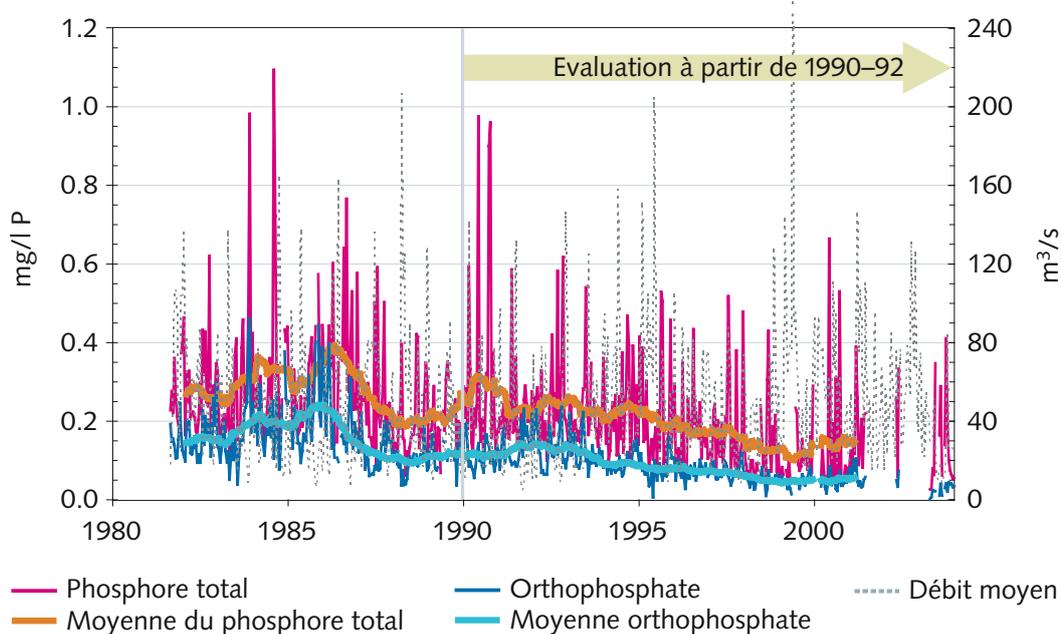
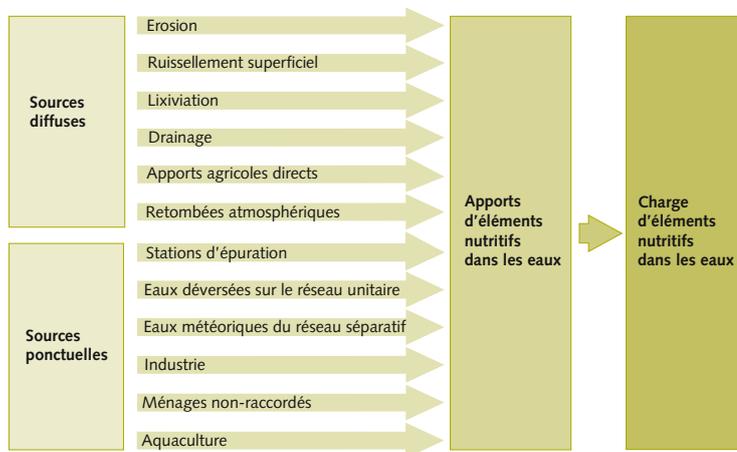
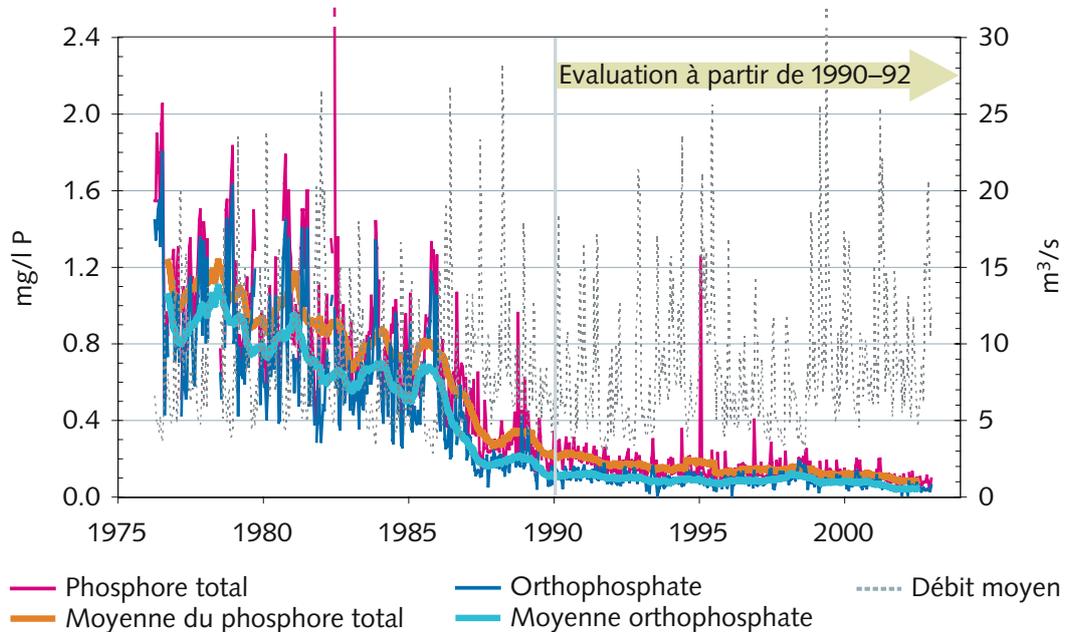


Figure 5:
Concentration de phosphore dans la Thur à Andelfingen (26 échantillons composites par année, valeur moyenne mobile sur une année, mesure du débit; source: www.naduf.ch).

Figure 6:
Concentration de phosphore dans la Glatt à Rheinfelden (26 échantillons composites par année, valeur moyenne mobile sur une année, mesure de débit; source: www.naduf.ch).



apports provenant de sources diffuses sont très difficilement mesurables au moyen de méthodes directes. La simulation mathématique de Prasuhn et Sieber (2005), dans laquelle les flux d'origine ponctuelle et diffuse sont traités séparément (fig. 7), conduit à des valeurs qui sont plausibles dans le contexte de la réduction des teneurs en phosphore mesurées dans le Rhin en aval de la ville de Bâle (fig. 3).

Pour cerner les modifications d'apports en éléments nutritifs provenant de sources diffuses pendant la période allant de 1985 à 2001, on a mené pendant les années 1985, 1996 et 2001 une étude dans le bassin versant du Rhin de la Suisse en aval des lacs, avec la modélisation des flux MODIFFUS qui est une estimation des apports de phosphore et d'azote dans les eaux, dus au ruissellement, à l'érosion, à la lixiviation, au drainage, et aux retombées atmosphériques.

L'ensemble des apports de sources diffuses, y compris ceux d'origine pédo-géologique ont passé de 547 t de P en 1985 à 423 t de P en 1996, puis 393 t de P en 2001 (fig. 8). La réduction de 154 t de P entre 1985 et 2001 représente 28 % de l'ensemble des apports de sources diffuses, et 38 % des apports de sources diffuses anthropiques.

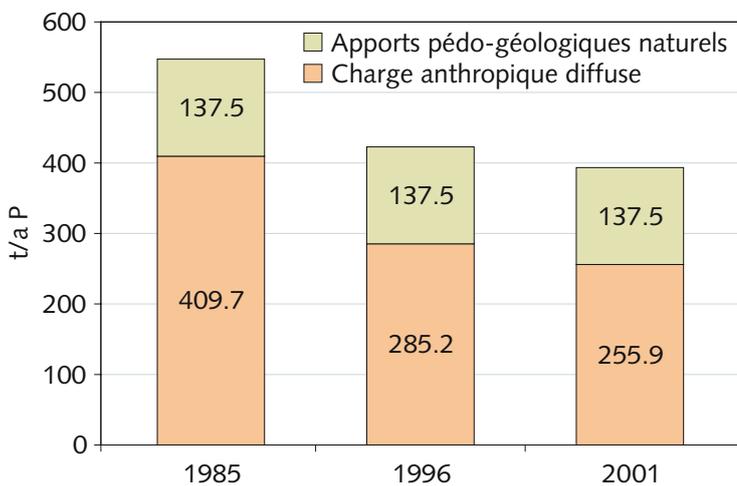


Figure 8:
Evolution des apports de phosphore provenant de sources diffuses pour 1985, 1996 et 2001, répartis entre les apports pédo-géologiques et la charge anthropique (Source: Prasuhn et Sieber 2005).

D'après Prasuhn et Sieber (2005), cette réduction est principalement due à la diminution de la surface agricole, mais également par les mesures prises dans l'agriculture. Dans tous les cas, la réduction des apports provenant de sources ponctuelles (traitement des eaux usées et eaux déversées sur le réseau de canalisations) était nettement plus grande pendant la même période. En 2002, les sources diffuses anthropiques ont encore contribué à la charge globale à hauteur de 19 %. En Suisse, pour le bassin versant du Rhin, l'objectif international d'une diminution de 50 % des apports globaux de phosphore (Convention sur la protection du milieu marin de l'Atlantique Nord, OSPAR) a juste été

dépassé avec une valeur de 51 %. Depuis 1990–1992 – période de référence pour les prestations écologiques requises – la diminution a été seulement de 35 %, notamment parce que le gros du recul s’est fait avant 1990 (voir fig. 3). Le même phénomène est valable pour la partie concernant les sources diffuses.

Une simulation mathématique effectuée pour le canton de Berne montre entre 1994 et 2003, dans le territoire des Alpes, du Plateau et du Jura, une diminution de 10 à 20 % des pertes de phosphore soluble et de phosphore global provenant de sources diffuses. Dans les Préalpes, cette diminution est moins importante (Prasuhn et Mohni 2003).

Les simulations mathématiques de Prasuhn (1999) montrent aussi un recul des apports de phosphore par des sources diffuses en amont du lac de Constance. En conséquence, l’ensemble des pertes de phosphore provenant de sources diffuses (sans les retombées atmosphériques sur la surface du lac) ont diminué d’environ 24 % entre 1985/1986 et 1996/1997. Environ deux tiers de cette réduction sont à attribuer aux différences de conditions climatiques de ces 2 années, et un tiers (env. 8 %) aux changements dans l’utilisation agricole du sol (IBK 2004). Principalement dans les territoires alpins, la proportion du phosphore particulaire était particulièrement haute par rapport à celle du phosphore soluble et elle a contribué de façon déterminante à la valeur des apports de phosphore globaux. Sur la base de cette part géogène et de différences climatiques significatives, les informations sur les changements de la (petite) part anthropique ne sont donc pas très précises (spécifique au modèle de calcul).

Dans le lac de Baldegg, les apports de phosphore provenant du sol et disponibles pour les algues, ont baissé en gros de 25 % pendant la décennie allant de 1990–1992 à 2000–2002 (fig. 9, Herzog 2004). Jusqu’en 2005, une nouvelle réduction de cet ordre n’a pas été observée. Les quantités d’eau affluentes sont fortement corrélées avec les apports de phosphore provenant de sources anthropiques diffuses. Les résultats d’analyses du sol du bassin versant du lac (campagne 2002) démontrent une nette surfertilisation en phosphore des sols des prairies permanentes. Les teneurs en phosphore disponible dans les deux premiers centimètres de terre, dans les couches supérieures du sol et dans la sub-surface sont très hautes. D’après Frossard *et al.* (2004), l’indice de saturation du sol en phosphore est tellement élevé dans certaines parcelles du bassin versant qu’il existe un risque élevé d’une perte de phosphore par lessivage.

La réduction des apports de phosphore provenant du sol et disponibles pour les algues du bassin versant du lac de Sempach se monte à 21 % pour la même période (1990–1992 à 2000–2002, Herzog 2004). Les pertes provenant de sources diffuses provenant des terrains agricoles du bassin versant du Léman ont reculé depuis le début des années 80 de 65 à 35 t de P par année (moyenne des années 2001 à 2003) (CIPEL 1999, 2000). De nos jours, les apports provenant de sources diffuses de phosphore se situent en dessous des 10 % de la charge totale.

La réduction des apports de phosphore provenant du sol et disponibles pour les algues du bassin versant du lac de Sempach se monte à 21 % pour la même période (1990–1992 à 2000–2002, Herzog 2004). Les pertes provenant de sources diffuses provenant des terrains agricoles du bassin versant du Léman ont reculé depuis le début des années 80 de 65 à 35 t de P par année (moyenne des années 2001 à 2003) (CIPEL 1999, 2000). De nos jours, les apports provenant de sources diffuses de phosphore se situent en dessous des 10 % de la charge totale.

Résumé

Les mesures directes des stations NADUF indiquent une réduction d’environ 35 % de la charge globale de phosphore depuis 1990–1992 (fig. 3). Pour des raisons techniques, la part agricole ne peut pas être directement déterminée. Des simulations mathématiques effectuées dans le bassin versant du Rhin en aval des lacs, le canton de Berne et le bassin versant du lac de Constance ont aussi montré que la contribution de l’agriculture à la rédu-

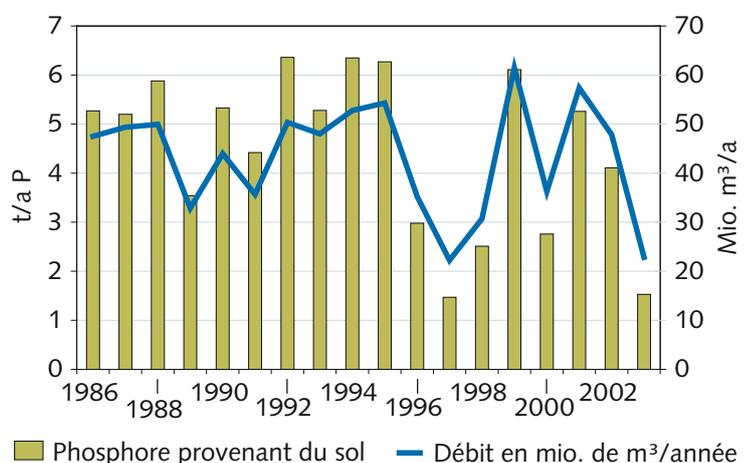


Figure 9: Apports de phosphore diffus et disponibles pour les algues provenant des sols du bassin hydrologique du lac de Baldegg de 1986 à 2003 (Source Herzog 2004; les valeurs de 2003 sont provisoires).

tion de la charge diffuse se situait en-dessous de l'objectif de 50 %. Cela se voit aussi de manière plus frappante dans des bassins versants plus petits (AWEL 2003, Prasuhn et Mohni 2003, Herzog 2004).

Depuis 1996, les teneurs en phosphore n'ont plus baissé de façon significative, en particulier dans les grands cours d'eau. Les changements observés ces dernières années semblent être principalement d'origine météorologique. On peut donc en conclure que les simulations mathématiques de Prasuhn (1999, 2003), Prasuhn et Hurni (1999) et Prasuhn et Mohni (2003) sont encore en grande partie valables pour les teneurs mesurées jusqu'à maintenant. Probablement qu'une grande partie des diminutions observées par les stations NADUF après 1990 sont à mettre sur le compte des mesures prises pour les sources ponctuelles.

L'objectif – une réduction de 50 % de la charge en phosphore des eaux de surface due au secteur agricole, durant la période 1990–1992 à 2005 – n'est que très difficilement contrôlable avec les systèmes de mesures actuels. La part de la charge en phosphore imputable à l'agriculture se trouve largement dans les sources diffuses. Les analyses des affluents nécessaires pour déterminer l'importance des apports agricoles sont onéreuses et se limitent à quelques petits bassins versants. Même les simulations mathématiques des sources diffuses se limitent à quelques régions. Les études ponctuelles faites montrent, depuis 1990–1992, pour les eaux de surface, une réduction de la charge en phosphore d'origine agricole d'environ 10 à 30 %.

Bibliographie

- AWEL (Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kt. Zürich, Abt. Gewässerschutz), 2003. Phosphorbelastung des Greifensees. Aktuelle Belastungen, Reduktionspotenziale und deren Kosten, Auswirkungen von Sanierungsmassnahmen auf den Seezustand, Zürich. 14 pp.
- CIPEL (Commission internationale pour la protection des eaux du lac Léman contre la pollution), 1999. Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin Lémanique, Plan quinquennal 1996–2000, Campagne 1998.
- CIPEL, 2000. Plan d'action 2001–2010 en faveur de Léman, du Rhône et de leurs affluents. 48 pp. (<http://www.cipel.org/sp/IMG/pdf/PAC-oct2000-FR.pdf>).
- Conseil fédéral, 1998b. Ordonnance sur la protection des eaux. Berne, RS 814.201.
- Frossard E., Julien P., Neyroud J.-A. et Sinaj S., 2004. Le phosphore dans les sols. État de la situation en Suisse. Le phosphore dans les sols, les engrais, les cultures et l'environnement. OFEFP, Cahiers de l'Environnement 368, Berne, 180 pp.
- Herzog P., 2004. Communication personnelle, Dienst für Umwelt und Energie des Kantons Luzern.
- IBK (Internationale Bodenseekonferenz), 2004. Arbeitsgruppe Landwirtschaft/Umwelt, Controlling 2004, (http://landwirtschaft.bodenseekonferenz.org/pdf/controlling_2004.pdf).
- OFEFP (Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage), 2000. NADUF: Messresultate 1977–1998. Cahiers de l'Environnement 319, Berne. 241 pp.
- OPED (Office de la protection des eaux et de la gestion des déchets), 1999. Petits plans d'eau du canton de Berne, Berne. 281 pp.
- Prasuhn V. et Hurni P., 1999. Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen (Stand 1996). Bericht Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Zürich-Reckenholz. 31 pp. (<http://www.reckenholz.ch/doc/de/forsch/umwelt/wasser/wasser.html#rhein>).
- Prasuhn V. et Mohni R., 2003. GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Interner Bericht Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Zürich-Reckenholz z.H. des Amtes für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern (GSA). 223 pp. (<http://www.reckenholz.ch/doc/de/forsch/umwelt/wasser/wasser.html#bern>).
- Prasuhn V. et Sieber U., 2005. Changes in diffuse phosphorus and nitrogen inputs into surface waters in the Rhine watershed in Switzerland. *Aquat. Sci.* (in press).
- Prasuhn V., 1999. Phosphor und Stickstoff aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet des Bodensees 1996/97. Bericht Nr. 51 der Intern. Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB). 84 pp.
- Prasuhn V., 2003. Abschätzung der Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in den Greifensee. Rapport d'Agroscope FAL Reckenholz, Zurich. 54 pp. (<http://www.reckenholz.ch/doc/de/forsch/umwelt/wasser/wasser.html#pbericht>).
- Zobrist J., Sigg L. et Schoenenberger U., 2004. NADUF – thematische Auswertung der Messresultate 1974 bis 1998. Schriftenreihe der EAWAG 18. 131 pp.



13 L'entraînement par ruissellement du phosphore des herbages du bassin versant du lac de Sempach

Volker Prasuhn et Patrick Lazzarotto

L'entraînement par ruissellement et le drainage des prairies intensive sont la plus importante source d'apport de phosphore dans les eaux. Dans le bassin versant du ruisseau du Lippenrüti, un affluent du lac de Sempach, on a évalué l'effet des mesures écologiques par une analyse minutieuse de l'évolution de l'utilisation agricole et la charge quantifiée en phosphore du ruisseau. Bien que les pertes de phosphore d'origine agricole aient régressé d'environ 30 % entre 1992 et 2003, on n'a pas constaté de diminution statistiquement confirmée de la charge en phosphore du ruisseau. A cause de la grande accumulation de phosphore dans les sols, l'effet des mesures écologiques ne peut être perceptible qu'après des dizaines d'années. Dans ces conditions, l'objectif d'une diminution de 50 % des pertes de phosphore d'origine agricole ne peut pas être atteint.

Les lacs du plateau suisse présentent une trop haute teneur en phosphore (P) depuis des dizaines d'années. La cause en est un trop grand apport de phosphore par les affluents. C'est en particulier le secteur agricole avec une production animale intensive et avec une grande production de phosphore qui passe pour responsable de cet apport de P. Alors que Gächter *et al.* (1996) et Gächter et Müller (1999) voient l'état d'approvisionnement des sols comme principale cause de la charge en phosphore du lac de Sempach, Braun *et al.* (1983) mettent la charge de phosphore principalement sur le compte d'entraînement par ruissellement des lisiers épandus à la surface des sols à un moment inopportun. Stamm *et al.* (1998) désignent les pertes de phosphore par les macropores et les systèmes de drainage

Figure 1:
Vue sur le bassin versant du ruisseau du Lippenrüti sur le lac de Sempach. L'utilisation de la surface agricole est dominée par les herbages. (Photo: Volker Prasuhn).

Volker Prasuhn et Patrick Lazzarotto, Agroscope FAL Reckenholz, Reckenholzstr. 191, CH-8046 Zürich

comme principaux responsables de ces apports.

Pour pouvoir évaluer l'effet des mesures écologiques sur ce vecteur de perte, un affluent du lac de Sempach, le ruisseau du Lippenrüti, a été choisi comme secteur de recherches (fig.1). Le bassin versant (BV) englobe 334 ha, composé de 255 ha de surfaces agricoles utiles (SAU), 90 % des SAU sont des herbages, 10 % des terres ouvertes. La moyenne des précipitations annuelles est de 1'100 mm, le débit moyen annuel de près de 600 mm. Dans la composition des sols, les sols bruns et le gley prédominent. De fait, 42 % de la surface des sols sont bien perméables, 40 % sont mal perméables. On n'a pas de données concernant le type de sol des forêts et des zones d'habitation. De 30 à 40 % des SAU sont drainées. D'après les estimations de Braun *et al.* (2001), en 1998, environ 81 % du phosphore aboutissant dans le ruisseau du Lippenrüti provenaient de l'agriculture, 7 % des forêts et des zones d'habitation, et 12 % du bruit de fond naturel. Par la suite, on montrera d'abord les évolutions de l'agriculture et de la charge en phosphore dans les eaux. Puis par des calculs de simulation, on tirera des conclusions sur la relation entre les deux développements et l'influence des mesures écologiques.

Evolution dans l'agriculture

Pour l'évaluation, on dispose pour 1996/1997 des données de chaque exploitation au travers des fiches de LBL/SVRA «Bilan de fumure de l'ensemble de l'exploitation» et pour 2003 des données provenant du «Suisse-Bilanz, LBL-Nachweis Plus» de toutes les exploitations du bassin versant du ruisseau du Lippenrüti. Pour 1992, on ne dispose pas du bilan de fumure des exploitations, mais seulement des données individuelles d'exploitation provenant de la «répartition géographique des animaux de rente et du suivi des mesures de réforme de la politique agricole du 22 avril 1992». Pour toutes ces données, on doit compter avec des erreurs et des imprécisions, car les agriculteurs ont une certaine marge de manœuvre dans le relevé de leurs données. Dans l'ensemble, les informations concernant les bilans de fumure correspondent à des ordres de grandeur.

En 1992, 28 exploitations faisant de l'élevage avaient au moins une parcelle dans le bassin versant du ruisseau du Lippenrüti. Toutes les évaluations suivantes considèrent ces 28 exploitations comme un tout (tableau 1). Jusqu'en 2003, seule une exploitation s'est retirée et une exploitation communautaire a été constituée. La moyenne de la taille des exploitations est passée de 16,4 ha SAU en 1992 à 19 ha en 2003. La plus grande avait en 2003 une SAU de 40 ha, la plus petite de 6 ha. Depuis 1997, toutes les exploitations produisaient selon des directives de la production intégrée (PI) resp. des prestations écologiques requises (PER). Depuis 2000, 6 exploitations, (17 depuis 2003) participent au «Seevertrag (contrat du lac)» (un projet émanant de la Loi sur la protection des eaux LEaux Art 62a).

La SAU de ces exploitations a augmenté par fermage ou par reprise d'environ 8 % depuis 1992. La surface fertilisable (Sfert), elle, d'à peu près 3 %. Jusqu'en 2003, 23 ha de «prairies extensives» et 6 ha de «prairies peu intensives» ont été créés. En 2003, ces surfaces de compensation écologiques représentaient 6 % des SAU. Les terres ouvertes des exploitations ont augmenté de 16 ha entre 1997 et 2003 (maïs et céréales, chacune d'environ 8 ha, pas de données pour 1992).

Alors qu'en 1992, les 28 exploitations gardaient encore des vaches laitières, on a constaté, les années suivantes, une nette tendance vers la spécialisation dans la production porcine. Dans l'intervalle d'ailleurs, 3 exploitations se sont presque exclusivement spécialisées dans l'élevage porcin. Le nombre d'unités de gros bétail (UGB) de porcs, calculé d'après des facteurs conformes à l'Ordonnance pour la terminologie agricole est pratiquement resté le même, sans tenir compte des contrats de reprise ou de cession des engrais de ferme. Avec la diminution des UGB de bovins, la somme de toutes les UGB n'a baissé que de 79 UGB, resp. 6 % entre 1992 et 2003.

Les unités moyennes de gros bétail-fumure (UGBF) par hectare (ha) de surface fertilisable

Tableau 1. Evolution des paramètres principaux du bilan de fumure de toutes les exploitations du bassin versant du ruisseau du Lippenrüti.

	Comparaison des bilans d'exploitation			Variation absolue	Variation relative (%)
	1992	1997	2003	1992–2003	1992–2003
Nombre d'exploitations avec production animale	28	28	26	-2	-7
SAU (ha)	459	489	494	35	8
Prairies extensives (ha)	0	9	23	23	
UGB tenant compte des facteurs (somme)	1'270	1'236	1'191	-79	-6
UGB/ha SAU sans les contrats de reprise des engrais de ferme (moyenne)	2,77	2,53	2,41	-0,35	-13
UGB/ha Sfert d'après la LEaux (moyenne)	p.d.	2,46	2,15		
Nombre d'exploitations avec des vaches laitières	28	28	23	-5	-18
Nombre de vaches	578	590	525	-53	-9
Moyenne de la production laitière par exploitation (kg/vache)	5'500	5'768	6'946	1'446	26
Production laitière globale (kg)	3'179'000	3'445'700	3'549'474	370'474	12
Apport de P par les vaches laitières (somme en kg)	9'389	9'787	9'415	26	0
Apport de P par les bovins (somme en kg)	11'718	11'771	10'839	-879	-8
Nombre d'exploitations avec des porcs	25	25	24	-1	-4
Nombre de porcs à l'engraissement	2'197	2'238	2'402	205	9
Apport de P par les porcs à l'engraissement (moyenne en kg/porc)	3,5	2,1	1,6	-1,9	-55
Apport de P par les porcs à l'engraissement (somme en kg)	7'576	4'482	3'577	-3'999	-53
Apport de P par les porcs (somme en kg)	10'646	6'684	5'238	-5'408	-51
Apport de P par les chevaux, volailles etc. (somme en kg)	171	248	334	163	96
Apport de P (kg)	22'535	18'676	16'392	-6'143	-27
Besoins en P (kg)	15'000	16'019	16'275	1'275	8
Entrées/sorties de P (kg)	16	-832	-1'053	-1'069	
Excédent de P (kg)	7'551	1'835	-936	-8'487	-112
Apport de P (kg/ha Sfert)	49,1	38,9	34,8	-14	-29
Besoin en P (kg/ha Sfert)	32,7	33,4	34,6	2	6
Entrées/sorties de P (kg/ha Sfert)	0	-1,7	-2,2	-2	
Excédent de P (kg/ha Sfert)	16,5	3,8	-2	-18	-112
Taux de couverture en P (%)	150	112	93	-57	
Nombre d'exploitations avec des excédents	p.d.	26	7		
Nombre d'exploitations avec des excédents >110 %	p.d.	17	0		

SAU: Surface agricole utile; UGB: Unité de gros bétail; UGBF: UGB-fumure; Sfert: surface fertilisable; p.d.: pas de donnée; italique: valeurs estimées ou calculées

(Sfert), qui sont calculées par rapport aux apports en éléments nutritifs conformément au DBF (Données de base pour la fumure des grandes cultures et des herbages) ont baissé entre 1997 et 2003 de 2,6 à 2,2 ou de près 14 %. Pour 1992, on ne dispose pas de données comparables. Les UGBF/ha Sfert, calculés conformément à la Loi sur la protection des eaux, ont baissé de 2,5 à 2,2 ou environ de 13 %.

Alors qu'en 1992 les importations et exportations d'engrais de ferme étaient à peu près équilibrées, on a constaté en 2003 une prépondérance des sorties de chaque type d'engrais qui correspond à une diminution de 83 UGBF. Dans le canton de Lucerne, une production moyenne de P_2O_5 de 37,5 kg (resp. 16,4 kg de P) par UGBF est autorisée pour l'exportation des engrais de ferme. De ce fait, les sorties de phosphore en 2003 représentaient à peine 1,4 t de P ou 8 % de la quantité globale produite de P.

Le nombre de vaches laitières a diminué de 9 % entre 1992 et 2003. Dans le même intervalle, la moyenne de la production laitière a augmenté d'environ 26 %. Il en découle une augmentation de la production de lait d'environ 12 %, et une production de phosphore dans les déjections des vaches laitières de près de 10 %. De ce fait, la production de phosphore par les vaches laitières est restée constante, bien que le nombre de vaches laitières ait diminué entre 1992 et 2003. La production de phosphore par les autres bovins a, quant à elle, nettement diminué, ce qui fait que, pour l'ensemble des bovins, la production globale de phosphore a diminué de 8 %.

Le nombre de porcs à l'engraissement a augmenté de 9 %. Par contre, le nombre de porcs d'élevage a, lui, diminué. La production de phosphore par porc d'engraissement et par année a drastiquement diminué de près 55 %, en passant de 3,5 à 1,6 kg sur la moyenne de toutes les exploitations, grâce à l'utilisation plus généralisée d'aliments pauvres en azote et phosphore (aliments écologiques), resp. d'aliments très pauvres en P. La production totale de phosphore a, par la même, baissé de 53 % même si le nombre de porcs à l'engrais a augmenté. La production de phosphore par les porcs d'élevage a diminué de 12 %, bien que le nombre de têtes soit pratiquement resté le même.

Les bilans de P

Principalement grâce à la diminution des apports de phosphore par les porcs, la totalité des apports de phosphore des exploitations examinées a diminué, en la faisant passer de 22'535 kg en 1992 à 16'392 kg en 2003 (-6'143 kg de phosphore resp. 27 %). Dans le même temps, les besoins en phosphore des cultures ont augmenté d'environ 1'275 kg ou de 8 %, ce qui est principalement dû à l'augmentation de la SAU. Le bilan des entrants et sortants de phosphore (= reprise ou cession d'engrais de ferme, achat d'engrais minéraux, fumier issu de séparateur de lisier et de paille, transfert interne d'éléments nutritifs par le fourrage des prairies sans fumure suivant le «Suisse-Bilanz») est passé d'une entrée de 16 kg de phosphore à une sortie de 1'053 kg (6 % de la production de P). En 1992, le bilan de phosphore de toutes les exploitations montrait un excédent de 7'551 kg de P, resp. un taux de couverture de 150 %. En 1997, l'excédent était encore de 1'835 kg (taux de couverture de 111 %). En 2003, il y a eu un déficit de 936 kg de phosphore (taux de couverture de phosphore de 93 %). Le solde du bilan de phosphore pour l'ensemble de la période 1992–2003 a diminué en gros de 8'487 kg. Alors qu'en 1997, 26 exploitations produisaient un excédent de P, il n'en restait plus que 7 en 2003. Aucune de ces exploitations n'avait un taux de couverture supérieur à 110 %.

Calcul de la production de phosphore et de lisier dans le bassin versant du ruisseau du Lippenrüti.

Chaque trimestre, tous les agriculteurs notaient pour chaque parcelle du BV du ruisseau du Lippenrüti les données suivantes : le numéro de la parcelle, la surface, l'utilisation, la date et l'heure de l'épandage, ainsi que le type et la quantité d'engrais. Les données ont été

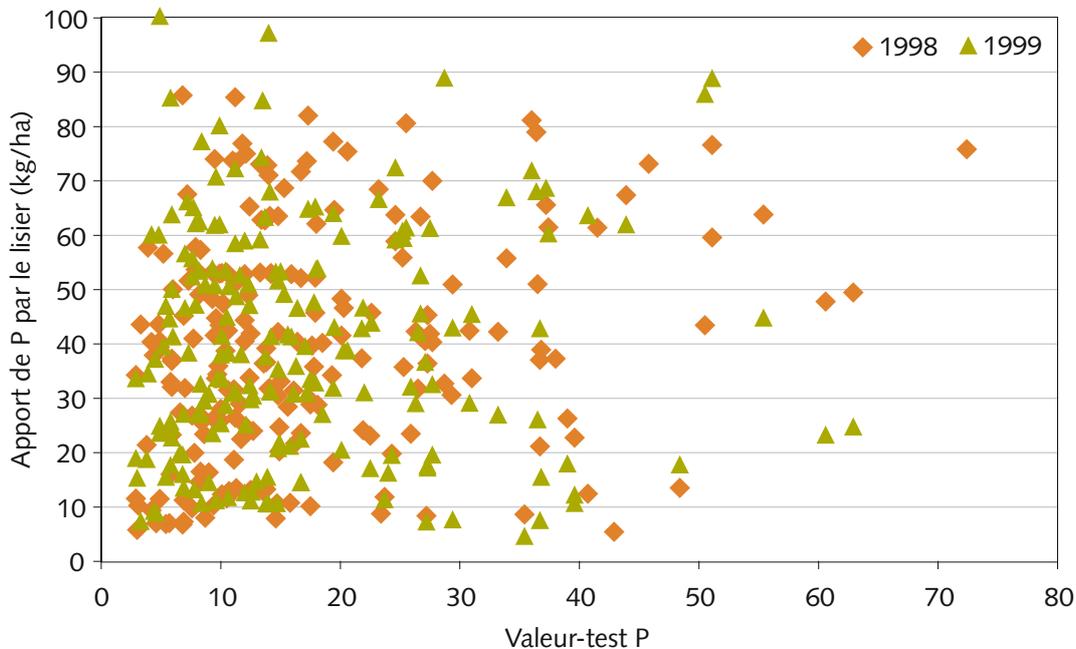


Figure 2: Relation entre les valeurs-test phosphore des sols (année 2000) et la quantité de phosphore épanchée au travers de la fumure (année 1998 et 1999) de toutes les parcelles du BV du ruisseau du Lippenrüti.

vérifiées par le calcul théorique de la quantité de déjections produites par l'exploitation sur la base du bilan des éléments nutritifs. Pour les données suivantes, il s'agit tout de même seulement d'ordres de grandeur.

La totalité du volume de lisier épanché dans le BV du ruisseau du Lippenrüti s'élevait pendant les années 1998/1999 à près de 22'000 m³ par année ou à peu près à 90 m³/ha Sfert. En moyenne, pendant 170 jours par année, au minimum une des 201 parcelles a été purinée (resp. dans 80 % des 210 jours de la période de végétation). En moyenne, chaque parcelle a été purinée 4 fois dans l'année, certaines parcelles jusqu'à 8 fois. En 1998 et 1999, la teneur moyenne de phosphore par épandage était de 10 kg P/ha.

La quantité de purin répandue dans le BV du ruisseau du Lippenrüti s'élevait en 1998 à 10'078 kg P, et en 1999 à 9'838 kg P. Cela représente en moyenne autour de 40 kg P/ha Sfert et par année. A peine 20 % de toutes les parcelles ont reçu une fumure très élevée, de plus de 60 kg P/ha Sfert et par année.

Teneur en phosphore du sol

En 2000, on a prélevé un échantillon de la couche superficielle du sol (0 à 10 cm) de chaque parcelle (n = 204) du périmètre étudié pour faire, entre autres, une analyse de la teneur en phosphore facilement disponible (méthode du CO₂). Or, 56 % des parcelles (51 % de la surface des parcelles) étaient dans les classes d'approvisionnement D ou E et avaient donc une réserve de phosphore ou étaient enrichis en phosphore (tableau 2). Même la teneur globale de phosphore des parcelles choisies (n = 40) était élevée avec une valeur moyenne de 1'186 mg/kg, resp. une valeur médiane de 1'135 mg/kg. Ces résultats sont très proches de ceux de Gächter *et al.* (1999) qui, lors de sondages dans 152 exploitations du BV du lac de Sempach en 1996, trouvaient que 66 % des échantillons de sol appartenaient aux classes D et E.

Pour 1998/1999, il n'existe pas de relation entre la quantité de phosphore épanché par la fumure pour chaque parcelle et par année, et les résultats des valeurs-test phosphore correspondant pour les mêmes parcelles (fig. 2). Cela signifie que l'on ne tient pas compte de la teneur en phosphore du sol lors de la fumure (pas d'obligation directe des PER). Les parcelles de la plus haute classe d'approvisionnement ont même reçu un épandage de lisier supérieur à la moyenne (tableau 2).

Egli (1998) a estimé par des simulations que, dans le futur, avec un apport de phosphore constant, on devait s'attendre à une augmentation conséquente de la pollution des eaux,

Tableau 2. Classe d'approvisionnement de phosphore et quantité de phosphore amenée par l'épandage pour toutes les parcelles (valeur moyenne 1998/1999).

Classe	Nombre de parcelles		Surface proportionnelle	Quantité de lisier épandue
	absolu	(%)	(%)	Médiane (kg P/ha année)
A	0	0	0	0
B	14	7	7	27,8
C	76	37	42	36,4
D	67	33	31	40,2
E	47	23	20	42,2

car les capacités de détention des sols étaient peu à peu épuisés. Une réduction de l'apport de phosphore de 15 à 20 % serait nécessaire. Mais l'effet de telles mesures ne se remarquerait qu'après des dizaines d'années. Keller et van der Zee (2004) ont pu démontrer sur la base d'analyses de phosphore provenant de nombreux sondages du sol et par différentes méthodes d'analyse, que la moitié des terrains du BV du ruisseau du Lippenrüti avait un degré de saturation pour le phosphore de plus de 25, donc critique par rapport aux pertes de P. Ils parviennent à la conclusion que, vu le haut degré de saturation en phosphore des sols, le danger potentiel à long terme de pertes de phosphore dans la région examinée est haut, et aussi qu'une réduction de la fumure au phosphore ne se remarquerait de façon substantielle que dans fort longtemps (cela signifie 10 à 20 ans). Dudler Guela *et al.* (2002) ont aussi mis en évidence de trop grandes teneurs et une trop

grande disponibilité de phosphore dans les terrains du BV du lac de Baldegg et conclu qu'il faudrait quelques années à quelques dizaines d'années pour les éliminer. Par des mesures obtenues par simulation sur des parcelles témoin dans le BV du Greifensee, Schärer (2003) a pu démontrer que même en ramenant la fumure de phosphore à zéro pour les terrains à haute teneur en P, on pouvait compter avec des pertes de phosphore par les écoulements de surface comme lors d'une fumure normale. Seules des mesures drastiques, comme le labour des prairies permanentes qui permet de diminuer la teneur en phosphore des premiers centimètres de la couche du sol, ou l'apport de substances liant le phosphore permettrait une nette réduction du phosphore disponible des couches superficielles et une diminution de la concentration de phosphore dans les eaux de surface.

Mesures du phosphore dans le ruisseau du Lippenrüti

Les charges annuelles de phosphore sont calculées sur plusieurs années par le rapport C-D, tiré des mesures du débit (D) et de la concentration de phosphore (C). Le risque d'erreur engendré par cette extrapolation est d'après Moosmann et Wüest (2003), ainsi que d'après Butscher (2004) en moyenne de ± 40 % pour le P-total et de ± 30 % pour l'orthophosphate (cf. un intervalle de confiance à 95 %, fig 3). La fuite annuelle de phosphore par le ruisseau du Lippenrüti varie fortement en fonction de la quantité et de l'intensité des précipitations qui se répercutent différemment sur le débit. La charge de P-total, avec une valeur de 0,45 t P en 1991 et de 3,52 t P en 1999 varie presque d'un facteur 8. Pour l'orthophosphate, elle varie d'un facteur 5, avec une valeur de 0,09 t P en 1998, et une de 0,47 t P en 1995. Alors que, pour l'orthophosphate, il existe une relation claire avec le débit ($r^2 = 0,90$), celle-ci n'est pas aussi nette pour le P-total. Avant tout, la charge particulièrement haute de l'année 1999 reste exceptionnelle. En gros, on ne peut pas déduire de tendance générale pour l'évolution temporelle de la charge annuelle de l'orthophosphate ou du P-total. Les éventuelles conséquences des mesures prises peuvent être masquées par les variations des conditions météorologiques.

L'influence directe du régime hydrologique peut être éliminée par le fait que la relation mobile C-D sur 3 ans, peut être corrélée avec une répartition des flux d'une année déterminée. C'est pourquoi les changements temporels ne sont évalués que sous l'angle d'un débit constant (débit standard pour l'année 1994) (fig. 4).

Contrairement au ruisseau du Lippenrüti, la charge annuelle en orthophosphates pondérée des flux de l'ensemble des affluents des lacs de Sempach et Baldegg montre une tendance temporelle (Moosmann et Wüest 2003). Les charges (pondérées) ont diminué de 3 % par année depuis 1986 pour le lac de Sempach et depuis 1989 pour le lac de Baldegg,

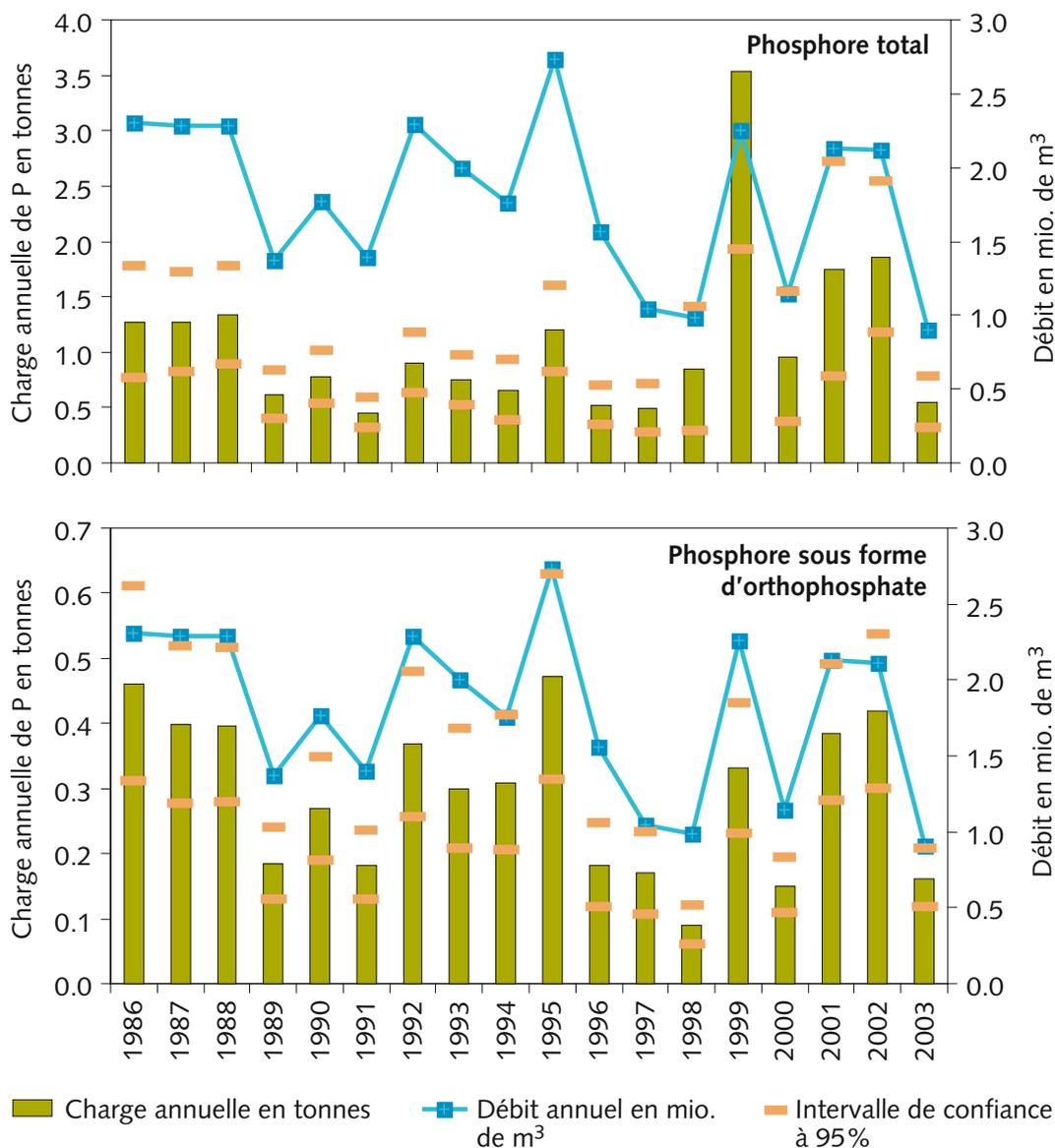


Figure 3: Débit et charges annuelles de P-total et d'orthophosphate dans le ruisseau du Lippenrüti de 1986 à 2003 (source: Butscher 2004).

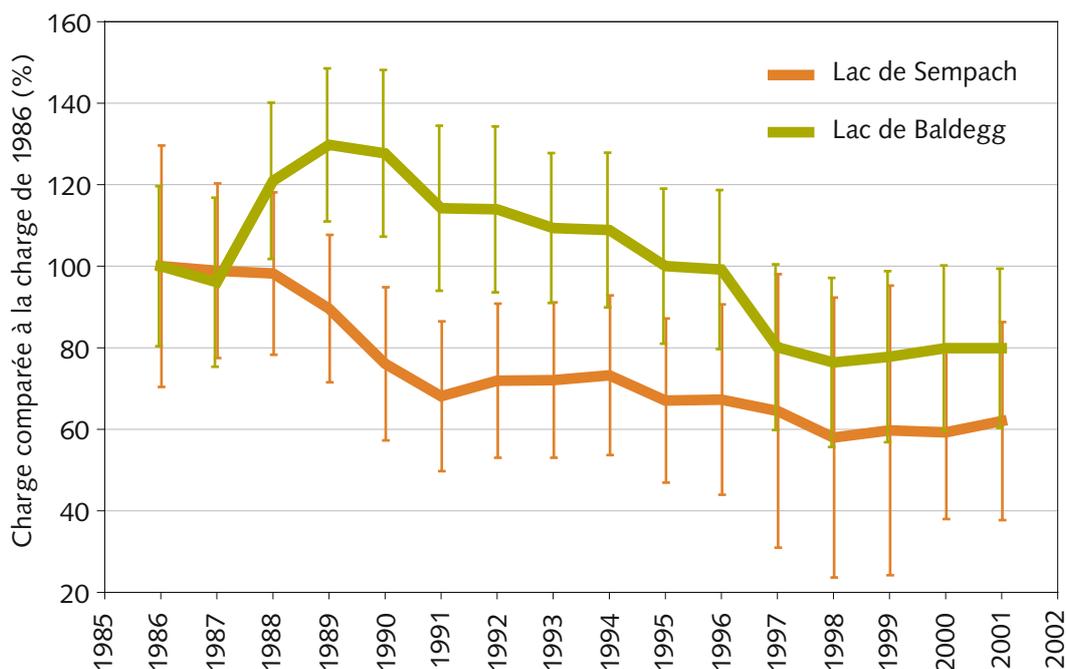


Figure 4: Evolution des charges annuelles d'orthophosphate dans le lac de Sempach et dans le lac de Baldegg, en admettant que la distribution du débit est chaque année la même. (Débit standard annuel pour le lac de Sempach en 1994, en 1986 pour le lac de Baldegg). La marge d'erreur est donnée pour un intervalle de confiance à 95 % (source: Moosmann et Wüest 2003).

Figure 5:
Evolution des charges annuelles d'orthophosphates par rapport au débit standard annuel de 1994 (charge annuelle pondérée, les données de 2003 sont provisoires) dans le ruisseau du Lippenrüti (source: Butscher 2004).

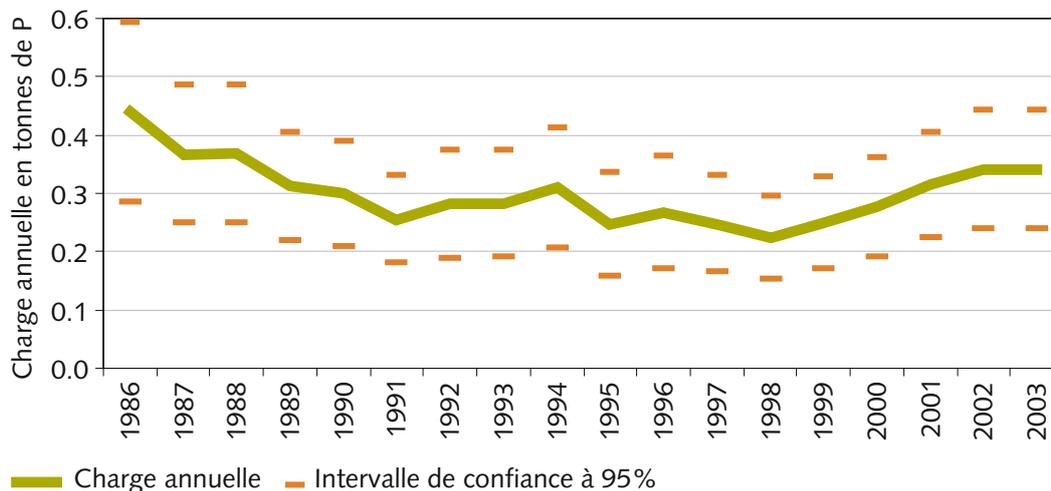
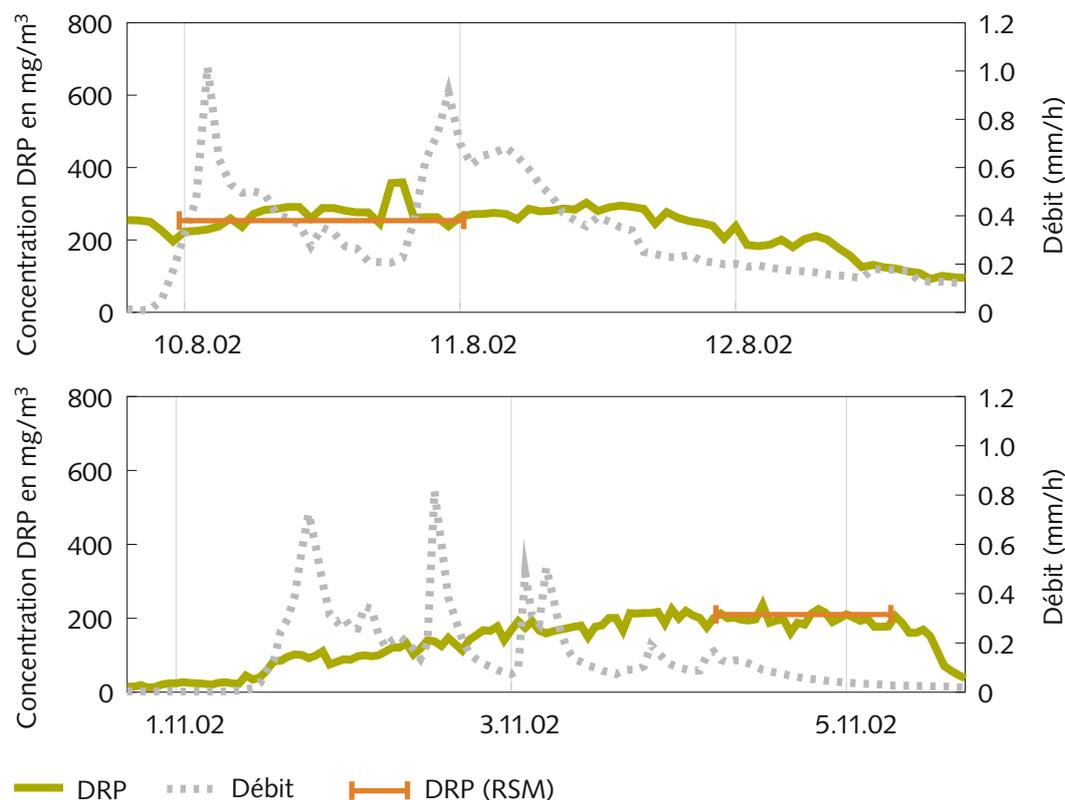


Figure 6:
Débit et concentration de phosphate (DRP = dissolved reactive phosphorus) tirés de mesures en-ligne pour 2 intervalles de temps donnés dans le ruisseau du Lippenrüti. La barre bleue montre les concentrations de phosphate provenant de mesures de routine (MR) indépendantes pour les intervalles de temps correspondants (source: Lazzarotto et al. 2005).



ou de 40 % pour chaque lac jusqu'en 2001. Comme les charges annuelles de chaque année présentent une marge erreur de 20 % (lac de Baldegg) resp. 25 % (lac de Sempach), une baisse significative des charges de phosphore ne pourra être au plus tôt reconnue qu'au bout de 5 ans (lac de Baldegg) resp. 6 ans (lac de Sempach). L'interprétation des données à court terme est statistiquement peu fiable.

Dans le ruisseau du Lippenrüti, jusqu'en 1998, il y a aussi une tendance à la baisse. Mais à partir de 1999, on observe une inversion de tendance (statistiquement non significative, fig. 5). Comme la marge d'erreur comprise dans le calcul des charges annuelles est, avec 32 %, plus élevée pour le ruisseau du Lippenrüti que dans les lacs de Sempach ou de Baldegg, le temps d'observation nécessaire pour avoir des résultats statistiquement significatifs est aussi plus long (environ 10 ans). Il est cependant frappant de constater que, dans les dernières années, c'est seulement dans le ruisseau du Lippenrüti qu'il y a eu une légère augmentation de la charge en orthophosphates, (inversion de tendance statistiquement non significative) et même aussi d'ailleurs en nitrates, alors que tous les autres affluents du lac de Sempach ont eux montré une baisse, ou un équilibre. On n'a pas pu expliquer, jusqu'à maintenant, pourquoi le ruisseau du Lippenrüti se comporte différemment des autres

affluents.

Par l'analyse des mesures d'orthophosphates collectées en-ligne depuis 1998, les observations suivantes ont pu être faites (Lazzarotto *et al.* 2005): alors qu'en 1998 et 1999 la dynamique de phosphore a suivi un mode connu et souvent décrit dans la littérature, cette dynamique a changé environ en l'an 2000. Avant, les changements d'écoulement étaient suivis par un net pic légèrement décalé de la concentration de P. Puis les concentrations de phosphore retournaient à leur valeur de base qui était d'environ 20 à 100 mg/m³. Depuis l'an 2000, les concentrations de phosphore ne réagissent souvent plus à un changement de flux, et les valeurs basales se situent pendant la période de végétation nettement plus haut avec des valeurs de 200 à 400 mg/m³ (fig. 6). En outre, on a récemment enregistré de grosses variations journalières pendant la période de végétation. Les causes de ces changements de dynamique du P, qui se remarquent aussi avec le nitrate, n'ont pu être expliquées jusqu'à maintenant. Les facteurs suivants peuvent entrer en ligne de compte : des processus bio-géo-chimiques se passant dans le ruisseau, des changements dans le lit du ruisseau suite aux événements particuliers de 1999, l'influence des dégâts causés à la forêt par l'ouragan Lothar en 1999, une source ponctuelle inconnue, ainsi que les mesures prises par l'agriculture. Les changements observés dans la dynamique du phosphore coïncident avec l'inversion de tendance des charges annuelles pondérées, décrites plus haut.

Relation entre l'agriculture et la charge de phosphore dans le ruisseau du Lippenrüti

La quantité et l'intensité des précipitations sont des facteurs déterminants sur l'importance d'entraînement par ruissellement et, de ce fait, sont des leviers incontournables des pertes de P. La simulation précipitations-ruissellement, développée par Lazzarotto (2004) pour des bassins versants, a montré pour le BV du ruisseau du Lippenrüti que la perméabilité des sols et la topographie jouaient un rôle décisif sur les processus d'écoulement (flux rapide des ruissellements de surface ou de subsurface, ruissellement lent des eaux d'infiltration) et, de ce fait, permettait d'identifier les surfaces contribuant à l'écoulement. Un entraînement par ruissellement rapide engendre de hautes concentrations de phosphore dans les pointes de débit. Alors que, lors de précipitations légères, c'est principalement les terrains peu perméables qui favorisent un écoulement rapide; lorsque les sols sont gorgés d'eau ou qu'il y a de fortes précipitations, même les terrains perméables apportent leur contribution à l'entraînement par ruissellement.

La simulation précipitations-ruissellement a été liée à une simulation de phosphore (Lazzarotto 2004). On a simulé, pour la période de végétation de l'année 1999, les données provenant des essais au champ concernant les pertes de phosphore provenant directement de l'entraînement de lisier et celles concernant les pertes de phosphore dues aux réserves du sol. Il en est ressorti qu'en moyenne, seul 10 % des apports de phosphore provenaient directement de la fumure au lisier (entraînement du lisier par le ruissellement de surface). Dans certains cas, cette part pouvait tout de même s'élever à 30 %. Autour de 90 % des pertes de phosphore provenaient du sol, cela signifie que le phosphore se dissolvait depuis les couches superficielles du sol dans les entraînements par ruissellement de surface et qu'il était transporté soit directement, soit par les drainages dans le ruisseau du Lippenrüti.

Braun *et al.* (2001) ont développé un système de classification simple (index P) permettant de juger du risque potentiel d'un entraînement par ruissellement de phosphore provenant des différentes parcelles du BV du ruisseau du Lippenrüti :

- Les conditions naturelles du terrain (sols, topographie, situation par rapport à la situation initiale de déversement): 61 % des parcelles présentent par leur situation un risque élevé de pertes de P. Cela démontre que, dans ce périmètre, le risque de pertes de phosphore dû aux conditions naturelles du terrain est très élevé.
- Le danger lié aux conditions d'exploitation (utilisation des sols, taux de couverture de P,

densité du drainage, mesures appliquées sur le terrain): en 1998, ce danger potentiel était classé comme haut pour 50 % des parcelles et comme très haut pour 19 % des parcelles. Que le 86 % de la surface soit classée comme à haut ou à très haut risque reflète bien le degré d'exploitation intense de ce territoire.

- Le danger lié aux événements (risques liés aux précipitations, sols gorgés d'eau, moment et quantité de fumure): ce risque était classé en 1998 comme haut pour 53 % de la surface et comme très haut pour 14 % de la surface.

Le danger potentiel global était considéré comme haut pour 58 % de la surface et comme très haut pour 8 % de la surface. D'après Braun *et al.* (2001), il s'ensuit que le potentiel de réduction des mesures prises par l'agriculture pendant l'année 1998 ne pouvait être au plus que de 13 %.

Le système de Braun *et al.* (2001) a continué à être développé, pour pouvoir estimer la part provenant directement d'entraînement par ruissellement de surface du lisier. De plus, les quantités de phosphore calculées sur la base des données concernant le lisier, fournies par les agriculteurs, pour chaque parcelle fertilisée, calculées avec les risques liés au site et à la façon d'exploitation sont cumulées jour par jour, et sont mises en rapport avec les précipitations quotidiennes. Il apparaît qu'il n'existe qu'une faible corrélation entre les quantités de phosphore épandues les jours de fortes précipitations (> 10 mm) et les pertes de phosphore mesurées ces jours-là. On a même souvent remarqué de grosses pertes de phosphore après des événements pluvieux, alors qu'aucun épandage n'avait eu lieu ou juste un très légers ces jours-là, ni les jours précédents. C'est un signe déterminant que le phosphore provient principalement du sol et non de l'épandage.

Seulement 30 à 50 % des charges annuelles de phosphore mesurées ont eu lieu lors d'événements pluvieux ou lors de jours pendant lesquels un entraînement par ruissellement de surface ou de lisier pourrait théoriquement ou vraisemblablement avoir eu lieu (> 10 mm de précipitations quotidiennes). Plus de la moitié des charges annuelles de phosphore vient donc des pertes provenant du sol, et pour le reste une participation directe d'entraînement par ruissellement de surface du lisier est plausible. Mais les valeurs de pertes de phosphore par le entraînement par ruissellement de surface du lisier sont faibles et ne représentent que moins de 1 % de la quantité totale du lisier épandu.

Même en considérant les valeurs mensuelles (médiane 1998–2003), on ne trouve pas de relation directe nette entre le volume de lisier épandu et les charges de phosphore mesurées dans le ruisseau (fig. 7). Alors qu'en mars, les fosses à purin sont vidées et que par rapport aux autres mois de l'année, c'est le mois où l'on en épand le plus, la charge mensuelle est très basse. En mars, les quantités de précipitations et d'entraînements par ruissellement sont relativement réduites, si bien qu'il est rare d'avoir à faire à un entraînement par ruissellement de surface. En avril, les fosses à purin sont vides et la plupart des parcelles fertilisées. La quantité de purin épandue à ce moment-là est relativement petite. En mai, elle augmente de nouveau de façon marquante, et redescendra de façon continue jusqu'à l'automne. En mai, la charge de phosphore augmente aussi de façon marquante, mais n'atteint son maximum qu'en juin. C'est aussi pendant ce mois-là que les entraînements par ruisselllements sont les plus importants, puis ils diminueront aussi jus-

qu'en mars, les quantités de précipitations et d'entraînements par ruissellement sont relativement réduites, si bien qu'il est rare d'avoir à faire à un entraînement par ruissellement de surface. En avril, les fosses à purin sont vides et la plupart des parcelles fertilisées. La quantité de purin épandue à ce moment-là est relativement petite. En mai, elle augmente de nouveau de façon marquante, et redescendra de façon continue jusqu'à l'automne. En mai, la charge de phosphore augmente aussi de façon marquante, mais n'atteint son maximum qu'en juin. C'est aussi pendant ce mois-là que les entraînements par ruisselllements sont les plus importants, puis ils diminueront aussi jus-

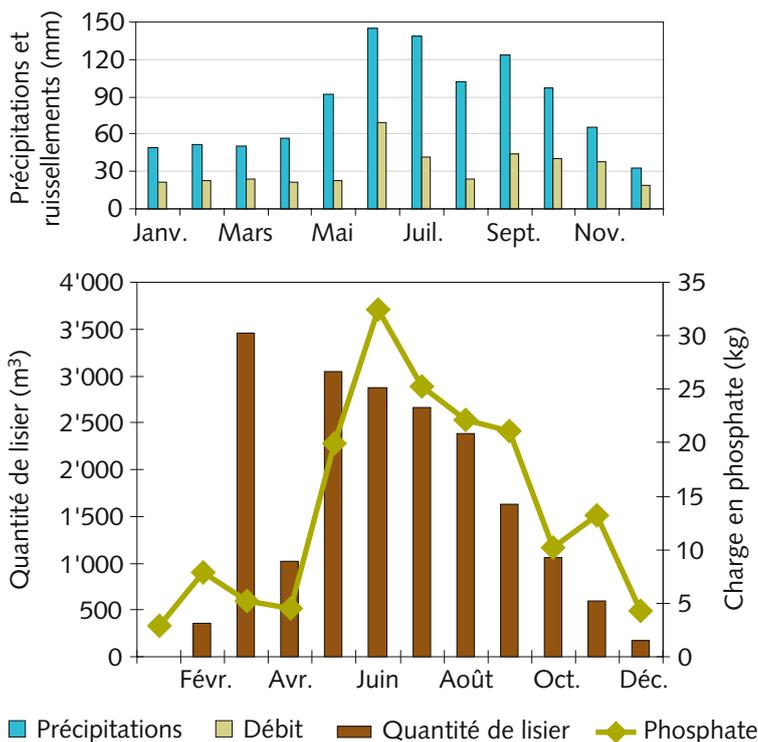


Figure 7: Précipitations et ruisselllements mensuels, ainsi que la charge d'orthophosphates et la quantité de lisier épandue pour les années 1998–2003 (médiane) dans le bassin versant du ruisseau du Lippenrüti.

fosses à purin sont vidées et que par rapport aux autres mois de l'année, c'est le mois où l'on en épand le plus, la charge mensuelle est très basse. En mars, les quantités de précipitations et d'entraînements par ruissellement sont relativement réduites, si bien qu'il est rare d'avoir à faire à un entraînement par ruissellement de surface. En avril, les fosses à purin sont vides et la plupart des parcelles fertilisées. La quantité de purin épandue à ce moment-là est relativement petite. En mai, elle augmente de nouveau de façon marquante, et redescendra de façon continue jusqu'à l'automne. En mai, la charge de phosphore augmente aussi de façon marquante, mais n'atteint son maximum qu'en juin. C'est aussi pendant ce mois-là que les entraînements par ruisselllements sont les plus importants, puis ils diminueront aussi jus-

qu'en automne.

Pendant les années 1998/1999, près de 10 t de P provenant de lisiers ont été épandues sur le BV du ruisseau du Lippenrüti. La moyenne des charges annuelles de phosphore (médiane 1986–2003) s'élevait pour le P-total à près de 0,9 t de P et pour l'orthophosphate à près de 0,3 t de P. En conséquence, les sortants du BV passant par le ruisseau s'élevaient autour de 9 % (phosphore total), resp. 3 % (orthophosphate) de la totalité du phosphore appliqué par l'épandage. Gächter *et al.* (1996) aussi trouvaient pour l'Aa qu'à peu près 3 % du phosphore provenant de l'épandage arrivaient dans la rivière.

Influence des mesures écologiques

Le bilan global de phosphore pour chaque exploitation agricole doit être équilibré, et ne doit pas dépasser plus de 110 %. Comme en 1992, le taux de couverture de phosphore des exploitations examinées était en moyenne de 150 %, il y avait à cet endroit un haut potentiel de réduction. Mais le problème de l'appréciation des effets est qu'il s'agit là de bilans d'exploitation et non de bilans parcellaires. Même avec des bilans d'exploitation équilibrés, il peut toujours y avoir des parcelles individuelles qui reçoivent trop de phosphore. En outre, la teneur en phosphore du sol n'a pas besoin d'être prise en considération lors du calcul du bilan des éléments nutritifs ou du calcul de la fumure, ce qui fait que des parcelles des classes d'approvisionnement D ou E peuvent toujours recevoir 100 % ou plus de phosphores. L'enrichissement ne peut pas être stoppé de cette manière. Le danger potentiel, lié à l'épandage d'un endroit particulier par rapport aux pertes de P, n'est pas non plus pris en considération. La marge de tolérance à 110 % pour le bilan de phosphore est souvent complètement saturée, si bien que le sol continue à s'enrichir en P. Les surfaces de compensation écologique n'ont pas été spécialement mises en place pour la protection des eaux ou des sols, mais pour la stimulation de la biodiversité. Leur utilité pour la baisse de phosphore est comparativement assez faible. Un assolement régulier et une protection appropriée des sols se rapportent en première ligne aux terres ouvertes. Mais les terres ouvertes ne représentent que 10 % des SAU du territoire examiné. Les programmes d'élevage SRPA et SST soutiennent l'élevage en plein air et sur pâture. Dans le BV du ruisseau du Lippenrüti, cela ne concerne que l'élevage bovin, car l'élevage en plein air des porcs n'existe pas encore. Des recherches sur l'influence de l'élevage en plein air n'ont pas été menées dans le BV du ruisseau du Lippenrüti.

A côté des mesures écologiques prises dans le BV du ruisseau du Lippenrüti, deux projets cantonaux, qui ont cependant commencé plus tard, peuvent avoir une influence sur les pertes de phosphore venant de l'agriculture:

- Le projet-P, d'après la LEaux art.62a («Seevertrag» du lac de Sempach). Ce projet a commencé en 1999. Quatre ans après, 17 exploitations (63 %) du BV du ruisseau du Lippenrüti y participaient déjà. Dans le cadre de ce projet, plusieurs mesures supplémentaires sont dédommagées financièrement. Entre autres, le bilan d'exploitation pour le phosphore doit être inférieur ou égal à 100 %, et la teneur en phosphore du sol doit être prise en ligne de compte pour le calcul du bilan. De plus, il y a diverses exigences de construction (p. ex. drainage de la cour de ferme pas directement dans le cours d'eau récepteur, place de lavage pour les engins agricoles, pas de fosse dans le périmètre de la ferme ayant un accès direct au cours d'eau récepteur, pas de fosse ouverte dans les cultures, des conduites de purin étanches et pas de raccord fixe à proximité des cours d'eau, un double verrouillage des conduites de liaison des fosses à purin de différents niveaux ; voir aussi http://www.lawa.lu.ch/merkblatt_2004.pdf).
- La législation cantonale: depuis 2002, il y a dans le canton de Lucerne, une «Ordonnance pour la diminution de la charge en phosphore des lacs du plateau par l'agriculture», dont les exigences dépassent celles des PER (voir aussi <http://www.lawa.lu.ch/verordnung703a>).

pdf).

Conclusion et perspectives

La région du lac de Sempach est une des régions de Suisse les plus polluée par le phosphore. Elle est caractérisée par une production animale intensive supérieure à la moyenne (en particulier des porcs) et une haute teneur en phosphore des sols. Parmi l'ensemble du BV du lac de Sempach, le BV du ruisseau du Lippenrüti présente une pollution supérieure à la moyenne. De plus, la proportion de sols peu perméables qui ont un haut potentiel de pertes est surreprésentée. C'est pourquoi les conclusions suivantes ne peuvent s'appliquer qu'à la région du lac de Sempach. Sitôt que les conditions environnementales (sols, relief, précipitations) et les conditions d'utilisation (p. ex. proportion terres ouvertes/herbages, porcs d'engraissement) changent, aucune affirmation ne peut plus être faite. Les résultats ne sont même pas transposables sur les terrains de faible teneur en phosphore ou utilisant d'autres méthodes de fumure.

- Le taux de couverture du bilan de phosphore de toutes les exploitations a massivement baissé en passant en moyenne de 150 % (1992) à 93 % (2003). De ce fait – extrapolé sur l'ensemble du BV du ruisseau du Lippenrüti – il n'y a plus d'enrichissement du sol en P. Ce dernier point n'est statistiquement pas significatif pour les raisons expliquées par rapport à l'imprécision des données. Comme aucun plan de fumure au niveau parcellaire n'est exigé, une accumulation au niveau de la parcelle reste possible. La plus grande partie de la diminution du taux de couverture de phosphore s'est passée entre 1992 et 1997, donc avant l'introduction des mesures de la LEaux art. 62a en 1999. Ces mesures supplémentaires ont accentué cette baisse et devraient la prolonger à l'avenir.
- Les teneurs de phosphore des sols atteignent, pour une grande partie des terrains, des valeurs extrêmement hautes. Beaucoup de terrains ont été, durant des dizaines d'années de fumure intensive, suralimentés en phosphore et le sont toujours en partie.
- L'influence des conditions atmosphériques peut éventuellement se superposer aux effets des mesures.
- Les imprécisions du calcul de la charge dans le ruisseau ne permettent, même en tenant compte de la charge annuelle pondérée, des interprétations fiables qu'après une période de 6 à 10 ans.
- Les pertes de phosphore provenant directement de l'épandage ne représentent qu'une partie relativement faible de la charge annuelle. Ceci est d'ailleurs un indice qu'aujourd'hui les « bonnes pratiques agricoles » sont généralement respectées dans le domaine de la fumure (p. ex. les recommandations de fumures au moment opportun).
- La part prépondérante de la charge annuelle provient du sol, et avant tout des sols surfertilisés en P.
- Même si la fumure en phosphore est réduite, les teneurs en phosphore des sols ne diminuent que lentement. C'est pourquoi la charge de phosphore provenant du sol ne peut diminuer que très lentement.

L'idée très répandue que les pertes de phosphore sont principalement liées à des événements (c.-à-d.: l'entraînement par ruissellement direct du lisier par les entraînements par ruissellements de surface et les drainages ou par l'érosion du sol des terres assolées) et que les effets des recommandations de fumure sont immédiatement mesurables par la charge de phosphore du ruisseau n'a plus cours, du moins pour le ruisseau du Lippenrüti. Comme pour le nitrate, il faut compter avec une grande latence (> 10 ans) jusqu'à ce qu'un effet soit mesurable dans le ruisseau – tout en gardant à l'esprit que les causes de la présence de nitrates ne sont pas les mêmes que celles du phosphore. La grande réduction des entrants de phosphore provenant de l'agriculture (élimination des surplus) ne conduit pas directement à une diminution des sortants (charge du ruisseau). Une nette diminution ne peut se produire que lorsque les teneurs élevées des couches superficielles du sol en P-soluble seront réduites. Une réduction de la fumure est, dans ce cas, la bonne piste, mais celle-ci doit être

adaptée à chaque parcelle. Cela signifie que les parcelles qui ont une haute teneur en P-soluble et, de ce fait, un haut potentiel de risque de pertes (les surfaces participant au entraînement par ruissellement) sont des «points chauds» sur lesquelles une sérieuse diminution de la fumure est nécessaire de toute urgence.

L'enrichissement en phosphore des couches superficielles du sol s'est produit sur des dizaines d'années. Une diminution par une fumure réduite ne peut avoir lieu du jour au lendemain, mais comme pour l'enrichissement, elle peut durer quelques années, à quelques dizaines d'années, sauf si des mesures drastiques comme le labour d'herbages permanents avec un nouvel ensemencement d'herbage sont appliquées. Pour cela, on doit aussi vérifier si ce type de mesures ne va pas provoquer d'autres charges environnementales (érosion, lixiviation des nitrates).

L'objectif d'une réduction de 50 % de la charge de phosphore provenant de l'agriculture entre 1990/1992 et 2005 ne sera pas atteint. Il est vrai que les entrants de phosphore du BV du Lippenrüti ont pu être réduit de près de 30 %, et les énormes excédents de phosphore ont été convertis en déficit. Mais pour le ruisseau lui-même, ces changements n'ont pas eu de répercussions mesurables. Bien que l'introduction des mesures écologiques date de plus de dix ans, ce laps de temps est tout de même trop court pour pouvoir formuler des affirmations confirmées.

Remerciements

Pour leur collaboration et la mise à disposition des données, nous voulons remercier cordialement E. Butscher, C. Crespi et P. Herzog du Service de l'environnement et de l'énergie de Lucerne (données du ruisseau du Lippenrüti) et J. Blum, B. Koch et O. Barmettler du Service de l'agriculture et des forêts de Lucerne (données des bilans d'exploitation). Un grand merci aussi à tous les agriculteurs du BV du Lippenrüti pour avoir mis à notre disposition les bilans d'épandage.

Bibliographie

- Braun M., Hurni P. et von Albertini, N., 1993. Abschwemmung von Phosphor auf Grasland an zwei verschiedenen Standorten im Einzugsgebiet des Sempachersees. *Landwirtschaft Schweiz* 6(10), 615–620.
- Braun M., Wüthrich-Steiner C., Aschwanden N. et Denoth F., 2001. Wirkungskontrolle der Öko-Massnahmen in der Landwirtschaft. Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Abschwemmung. Bundesamt für Statistik, Statistik der Schweiz, Fachbereich 7 Land- und Forstwirtschaft, Neuchâtel, 132 S.
- Butscher E., 2004. Phosphorfrachten und -Konzentrationen im Lippenrütibach. Unveröffentlichte Daten, Dienststelle Umwelt und Energie Kt. Luzern.
- Dudler Guela J., Flura T., Sinaj S. et Frossard E., 2002. Verfügbarkeit von Phosphor im Boden im Einzugsgebiet des Baldeggersees. Zwischenbericht Institut f. Pflanzenwissenschaften ETHZ, Lindau, 29 S.
- Egli M., 1998. Entwicklung der P-Konzentration im Boden in Abhängigkeit der Nährstoffbelastung. Bericht Kantonales Amt f. Umweltschutz Luzern, 26 S.
- Gächter R., Mares A., Stamm C., Kunze U. et Blum J., 1996. Dünger düngt Sempachersee. *Agrarforschung* 3(7), 329–332.
- Gächter R. et Müller B., 1999. Die bodenbürtige P-Belastung des Sempachersees. *Gas Wasser Abwasser* 6, 460-466.
- Keller A. et van der Zee S., 2004. Phosphorverfügbarkeit in intensiv genutzten Graslandflächen. *Agrarforschung* 11(9), 396–401.
- Lazzarotto P., 2004. Modeling phosphorus runoff at the catchment scale. Diss. 15857 ETHZ, 166 S.
- Lazzarotto P., Prasuhn V., Butscher E., Crespi C., Flüeler H. et Stamm C., 2005. Phosphorus export dynamics from two Swiss grassland catchments. *Journal of Hydrology* 304, 139-150.
- Mossmann L. et Wüest A., 2003. Phosphorbilanz von Sempachersee und Baldeggersee. Eintrag durch Zuflüsse. EAWAG, Interner Bericht, Zürich, 47. S.
- Schärer M., 2003. The influence of processes controlling phosphorus availability on phosphorus losses in grassland soils. Diss. 15312 ETHZ, 140 S.
- Stamm C., Flüeler H., Gächter R., Leuenberger J. et Wunderli H., 1998. Preferential transport

of phosphorus in drained grassland soils. J. Environm. Quality 27(3), 515–522.

14 Charge des eaux de surface en phosphore due à l'érosion

Volker Prasuhn

Dans les régions de cultures intensives, l'érosion du sol est un des vecteurs les plus importants d'apport de phosphore dans les eaux. Sur un terrain d'étude du canton de Berne (région de Frienisberg), on a tenté de démontrer l'effet des mesures écologiques, par un monitoring des dégâts provoqués par l'érosion, par l'assolement et le travail du sol ainsi que par une simulation mathématique. Avant tout, et en raison de l'augmentation de l'utilisation de techniques du travail de conservation du sol et à la plus grande implantation de cultures dérobées, les pertes de sol ont diminué de 15 à maximum 25 % depuis l'introduction des mesures écologiques. L'objectif d'une réduction de 50 % des pertes de phosphore par l'agriculture n'a pas pu être atteint.

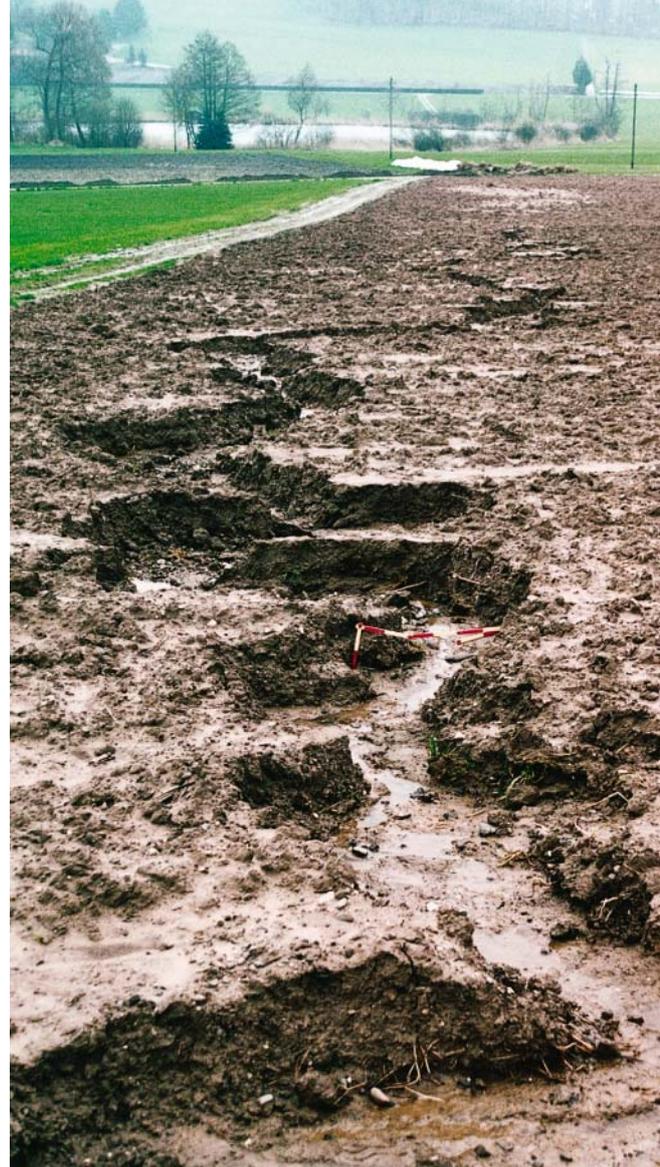


Figure 1:
Rigole d'érosion dans un champ fraîchement travaillé. Une partie du matériel érodé est arrivée dans le Lobsigensee (Photo: Volker Prasuhn).

Par érosion du sol, on entend le décollement, le transport et la sédimentation de particules du sol. Elle est rendue possible par l'intervention humaine et déclenchée par l'eau (ou le vent). Ces particules de sol contiennent du phosphore (P) et peuvent arriver dans les eaux (fig. 1). Les pertes de phosphore dues à l'érosion du sol sont considérées comme l'un des plus importants vecteurs d'apport de phosphore provenant de sources diffuses dans les eaux de surface (Behrendt *et al.* 1999). C'est en particulier sur les terres assolées et les surfaces viticoles qu'a lieu une érosion du sol d'origine humaine (anthropogène). Sur les prairies naturelles, la forêt et les surfaces improductives, la distinction entre l'érosion anthropogène et celle due aux processus naturels est difficile.

Par les prestations écologiques requises (PER) et les conditions associées pour une protection appropriée du sol, ainsi que l'assolement régulier des cultures, les pertes de phosphore dues à l'érosion du sol des terres assolées devraient pouvoir diminuer. Même la mise en place de surfaces de compensation écologiques et de bilans de phosphore équilibrés pourraient avoir un effet positif. Prasuhn *et al.* (1997) prévoyaient pour l'an 2000 sur le plateau bernois, une réduction des pertes de phosphore dues à l'érosion du sol de 35 % par rapport au début des années nonante. Braun *et al.* (1997) estimaient eux la valeur de la réduction, pour le bassin versant du Rhin en Suisse en aval des lacs, à 37 % par rapport au milieu des années huitante, si les différentes mesures proches des exigences des PER pouvaient être remplies.

Comme terrain d'étude pour la vérification des effets des PER sur la charge de phosphore dans les eaux due à l'érosion, la région de Frienisberg (canton de Berne), où des études ont déjà été menées dans le cadre du Programme National de Recherches Sol (PNR 22), a été choisie. Ces études ont déjà livré des résultats de mesures d'érosion, des cartographies des

Volker Prasuhn,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich



dommages causés par l'érosion, des cartographies de l'exploitation du sol et des questionnaires d'exploitation, pour la période 1987–1989 (Mosimann *et al.* 1990, 1991). Tous les résultats représentés se rapportent à ce terrain d'étude.

Méthode

Le concept de la méthode a été détaillé par Prasuhn et Grünig (2001). Comme la mesure du phosphore particulaire provenant de l'érosion des terres assolées est problématique dans les eaux, on utilisera comme indicateur du risque potentiel d'une charge des eaux par le phosphore l'ampleur de la perte de sol, resp. le risque d'érosion des terres assolées.

De 1998 à 2004, on a dressé des cartographies couvrant l'ensemble la région étudiée concernant tous les dommages causés par l'érosion, puis on a comparé ces résultats avec ceux des cartographies acquises par la même méthode pendant la période 1987 à 1989. En plus, on a utilisé des calculs de simulation du risque d'érosion sur les mêmes périodes, pour mettre en évidence les changements. En outre, les résultats des cartographies et des simulations mathématiques ont été comparés.

Le terrain d'étude se trouve dans le centre du plateau bernois entre Aarberg et Lyss. Il englobe 5 secteurs (Frienisberg, Seedorf, Lobsigen, Su-berg, Schwanden). Une présentation synoptique comprenant les plus importantes données caractérisant cette région se trouve dans le tableau 1. Le nombre de parcelles assolées a baissé de près de 20 %. Par contre, la surface moyenne des parcelles a passé entre 1987 et 2004 d'environ 1 ha à presque 1,3 ha. Le taux de participation des exploitations aux PER est de 90 % de toutes les exploitations depuis 1998 (77 % des terres assolées). Deux exploitations font de l'agriculture biologique (3,5 % des terres assolées) et cinq pratiquent l'agriculture conventionnelle (23,5 % des terres assolées). Aucune de ces cinq exploitations conventionnelles ne touche de contributions.

Les sols sont classés comme ayant une sensibilité modérée à l'érosion. La déclivité des terres assolées est relativement importante, la longueur de la pente, en raison de la petite surface des parcelles, est plutôt courte. Le terrain d'étude est peu étendu et a un relief marqué, ce qui fait que des dépressions de terrain se trouvent souvent sur les terres assolées.

Tableau 1. Caractéristiques principales du terrain d'étude de Frienisberg.

Altitude du terrain d'étude	475–720 m
Surface du terrain d'étude	360 ha
Nombre d'exploitations ayant des parcelles sur ce terrain d'étude	52
Taille moyenne des exploitations (2003)	16,7 ha
Moyenne annuelle des précipitations	1035–1150 mm
Erosivité (facteur R)	80–90 Newton/h
Sol (terres assolées)	Sols bruns, sols bruns lessivés
Texture	Limons sableux
Erodibilité moyenne (facteur K)	0,033 kg h/Newton m ²
Marge de variation de l'érodibilité	0,017–0,042
Déclivité des parcelles	
Moyenne	6,5 %
Ecart type	1–25 %
Longueur de pente des parcelles assolées	
Moyenne	68 m
Ecart type	5–210 m

Evolution de l'occupation du sol et des modes d'exploitation du terrain

En 2004, à peine 5 % (13 ha) des terres assolées de 1987–89 n'étaient plus utilisées pour les grandes cultures. De celles-ci, deux tiers ont été transformés en prairies naturelles, le reste en surfaces de compensation écologique, ou en jardins, ou en vergers. Une petite partie a été construite. Mais dans le même laps de temps, 3 ha de prairies naturelles ont été remaniés. En comparaison avec la période 1987–89, les cultures de pommes de terre ont régressé, ce qui est dû à une augmentation de la pression des prix et des coûts (tab. 2). La surface destinée aux cultures de betteraves sucrières a augmenté et, souvent, la culture des

Tableau 2. Comparaison de l'occupation et de l'exploitation des parcelles du terrain d'étude de Frienisberg pendant les périodes 1987–89 et 1998–2004.

	1987–1989	1998–2004
Parcelles assolées (nombre)	259	211
Terres assolées, y compris les prairies artificielles (ha)	276	267
Surface moyenne des parcelles cultivées (ha)	1,06	1,27
Cultures de printemps (%)		
Blé	25	22
Orge	9	9
Maïs	17	16
Betterave sucrière	12	14
Pomme de terre	10	7
Prairie artificielle	20	21
Autres	7	11
Cultures d'automne (%)		
Céréales d'automne	34	38
Prairies artificielles (y.c. annuelles)	34	38
Cultures dérobées	5	15
Jachère avec couverture de paille	5	5
Jachère nue	22	4
Travail du sol (%) (cultures principales sans les prairies artificielles)		
Labour	95*	61
Sans labour, sans couverture de mulch enrichie	5*	23
Semis sous litière	0	5
Semis sur bandes fraisées	0	4
Semis direct	0	7

*Valeur estimée

céréales comme le blé et l'orge d'automne a été remplacée par des cultures de triticale, d'épeautre et de céréales de printemps. Dans l'ensemble, la part des cultures sarclées (mesurée par rapport à la surface assolée en 1987–89) a passé de 39 à 36 %.

La part des cultures de couverture d'hiver a nettement augmenté (tab. 2). La part de la jachère nue a, elle, diminué de façon marquante entre 1987–89 et 1998–2004. La surface des cultures dérobées a triplé jusqu'en 2004.

Alors que pour la période 1987–89, 95 % de toute la surface étaient encore travaillées conventionnellement par le labour, depuis, les procédés de travail du sol sans labour ont nettement augmenté (tab. 2). Des cultures sans labour ont été mises en place durant la période de 1998 à 2004 sur près de 40 % des terres assolées. C'est surtout ces dernières années qu'on a assisté à une forte augmentation des procédés de travail du sol sans labour, comme le montre le développement de la culture du maïs et des betteraves sucrières (fig. 2). Cette évolution est plus marquée que dans le reste de la Suisse, car les procédés de travail du sol sans labour ont été soutenus financièrement dans le canton de Berne et par conséquent se sont fortement propagés. Dans le terrain d'étude, 38 ha (14 % de l'ensemble des terres assolées) étaient soutenus financièrement par contrat en 2004.

Résultats des relevés des dommages causés par l'érosion

Les relevés de toutes les formes visibles d'érosion ont été faits en s'appuyant sur les

recommandations existantes pour la cartographie (Prasuhn et Grünig 2001, Prasuhn 2004). Durant une période de sept ans entre 1998 et 2004, 1'100 formes d'érosion ont été cartographiées et analysées (formes simples et/ou complexes) sur près de 1'160 m³ de terrain érodé. Rapporté à la surface globale de terres assolées de 267 ha, cela signifie, purement mathématiquement, une perte de sol moyenne de 0,62 t/ha et année. En moyenne, pendant ces sept ans, 15 % de la surface des terres assolées a été touchée par l'érosion. Durant ces sept ans, 83 % des parcelles assolées ont au moins une fois été touchées par l'érosion et 17 % n'ont pas encore subi de phénomène érosif. La plupart du temps, seules de petites pertes de sol de moins de 1 t/ha et année ont été décrites. Mais certaines parcelles présentaient parfois aussi des pertes de sol allant jusqu'à 55 t/ha et année. Trois parcelles dépassaient en moyenne de toutes les années cartographiées avec une valeur de 4 t/ha et année et, de ce fait, se situent au-dessus de la valeur indicatrice de 2 resp. 4 t/ha et année (suivant la profondeur du sol) conformément à l'Ordonnance sur les atteintes portées au sol (OSol) (Conseil fédéral 1998). Sur 9 autres parcelles, on a mesuré en moyenne plus de 2 t/ha et année. Pour ces 9 cas et selon la profondeur du sol, la valeur indicatrice peut être dépassée.

La variabilité annuelle des pertes de sols est grande. A peine 300 m³ de perte pour le semestre d'hiver 1998/99 représentent 26 % de la totalité des pertes pour la période 1998 à 2004, alors que 15 m³ pendant le semestre d'été 2001 ne représentent que 1 % (fig. 3). La quantité de sol érodée par semestre ne dépend pas seulement de la quantité ou de l'intensité des précipitations, mais aussi de la combinaison dans le temps des précipitations et du travail du sol, resp. de la couverture du sol des parcelles qui sont potentiellement menacées en raison de facteurs locaux.

Pour l'ensemble des dommages causés par l'érosion, la part due à l'érosion linéaire était nettement plus importante (70 %) que celle due à l'érosion en nappe (30 %). L'importance de l'érosion linéaire est due au relief très prononcé du terrain avec beaucoup de petites dépressions, ainsi qu'aux multiples rigoles d'érosion le long du bord des terres assolées et aux sillons principaux, aux ornières et aux apports

Figure 2:

Evolution des types de travail du sol pour a) le maïs et b) les betteraves sucrières sur le terrain d'étude de Frienisberg (SD = semis direct; SBF = semis sur bandes fraîsées; SL = semis sous litière; SLSM = sans labour sans couverture de mulch enrichie; L = labour; valeurs estimées pour 1988–89, valeurs moyennes des cartographies des champs pour 1998–99 et 2003–04).

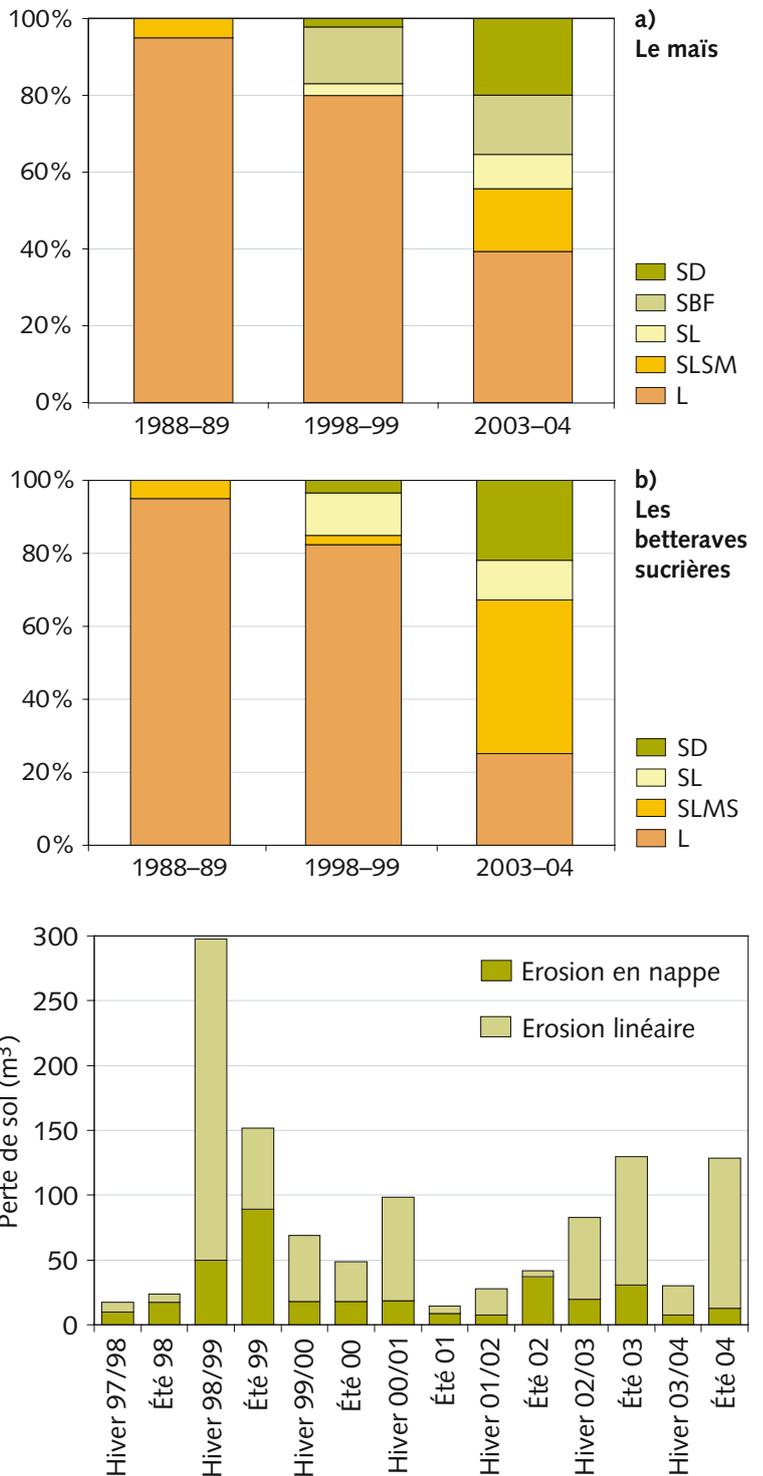


Figure 3:

Evolution des pertes de sol, cartographiées par semestre, dans le terrain d'étude de Frienisberg entre 1998 et 2004.

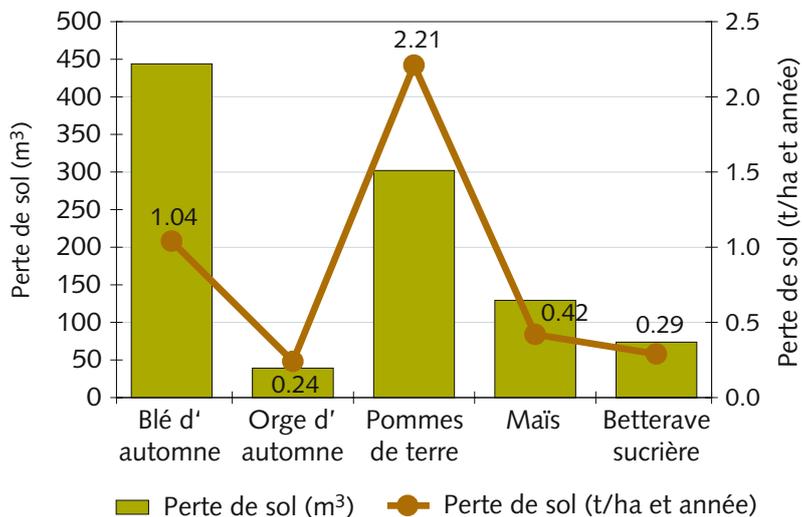


Figure 4: Perte de sol des principales cultures du terrain d'étude de Frienisberg, représentées en valeur absolue (somme des 7 ans) et en moyenne par unité de surface.

38 % de toutes les pertes de sols se sont produites avec la culture du blé d'automne. Il est vrai que le blé d'automne occupait, avec 22 %, une grande partie de la superficie, pourtant la moyenne des pertes de 1,04 t/ha et année était quand même comparativement haute. Elle n'a été dépassée que par les pommes de terres qui ont une moyenne de pertes de 2,21 t/ha et année (fig. 4). Les autres cultures, passant pourtant pour sensibles à l'érosion telles que le maïs et la betterave sucrière, ont des pertes moyennes étonnement basses avec 0,42 resp. 0,29 t/ha et année. La raison en est que de plus en plus de surfaces sont consacrées à la culture du maïs ou de la betterave sucrière avec des procédés de travail du sol sans labour (semis direct, semis sur bandes fraîsées, semis sous litière avec complément de mulch enrichi). Avec la culture du blé d'automne, il est à peine possible de mettre en place des procédés efficaces de travail du sol sans labour. Même quand le blé d'automne est cultivé sans labour, une couverture efficace du sol de plus de 30 % par les litières est rarement atteinte, car la plupart des cultures précédentes (p. ex. pommes de terre, betteraves sucrières) laissent rarement assez de résidus de récolte. Une répartition suivant la méthode de travail du sol montre une diminution nette des pertes de sol lorsqu'il est travaillé par semis sous litière, en bandes fraîsées ou semis directs (fig 5).

Avec les semis en bandes fraîsées, il n'y a jamais eu d'érosion jusqu'à présent. Avec les semis directs, les pertes moyennes s'élevaient à 4 % des pertes dues aux labours, avec les semis sous litières à 10 % et avec les cultures sans labour, mais sans couverture de mulch enrichie à 31 %. Ces résultats confirment ainsi, au moyen de cartographies faites sur des années, que les méthodes de travail respectant le sol réduisent massivement l'érosion (fig. 6).

Comparaison des dommages causés par l'érosion de 1998–2004 et 1987–1989

Les deux périodes analysées ne peuvent être directement comparées, car les intervalles de périodes sont trop courts et pourraient être influencés par des événements isolés ou fortuits dictés par les conditions météorologiques. Malgré tout, d'intéressants parallèles et quelques nettes contradictions peuvent être mis en évidence et discutés. De tendance générale, il semble qu'il y ait plus de dommages causés par l'érosion qui aient été cartographiés par année, entre 1998 et 2004 qu'entre 1987 et 1989 (tab. 3). Mais le nombre de 70 parcelles par année (= 26 % de toutes les parcelles) touchées par l'érosion entre 1998 et 2004 est plus bas que celui de 85 parcelles (33 %) pour la période 1987–1989. La surface des terres directement touchées par l'érosion était en moyenne de 39 ha (15 % de l'ensemble des terres assolées) de 1998 à 2004 et de 43 ha resp. 16 % pour la période 1987–89. Pour le centre du Plateau, Mosimann *et al.* (1991) indiquent une proportion de 20 % de terres assolées touchées par l'érosion (avec une marge de variation de 10 à 40 % suivant les

d'eau provenant des chemins. Qu'il y ait moins d'érosion en nappe, vient probablement du fait que comparativement, les terrains contiennent peu de sable silteux ou fin, qu'ils disposent d'une relativement bonne structure due à la grande proportion de prairies artificielles dans la rotation des cultures, et qu'ils ne sont donc pas trop sujets à l'érosion. De plus, par un travail de conservation du sol, beaucoup de parcelles sont relativement bien protégées contre l'érosion en nappe.

Jusqu'à maintenant, 54 % de tous les dommages causés par l'érosion ont eu lieu pendant les semestres d'hiver, et 46 % pendant les semestres d'été. Or,

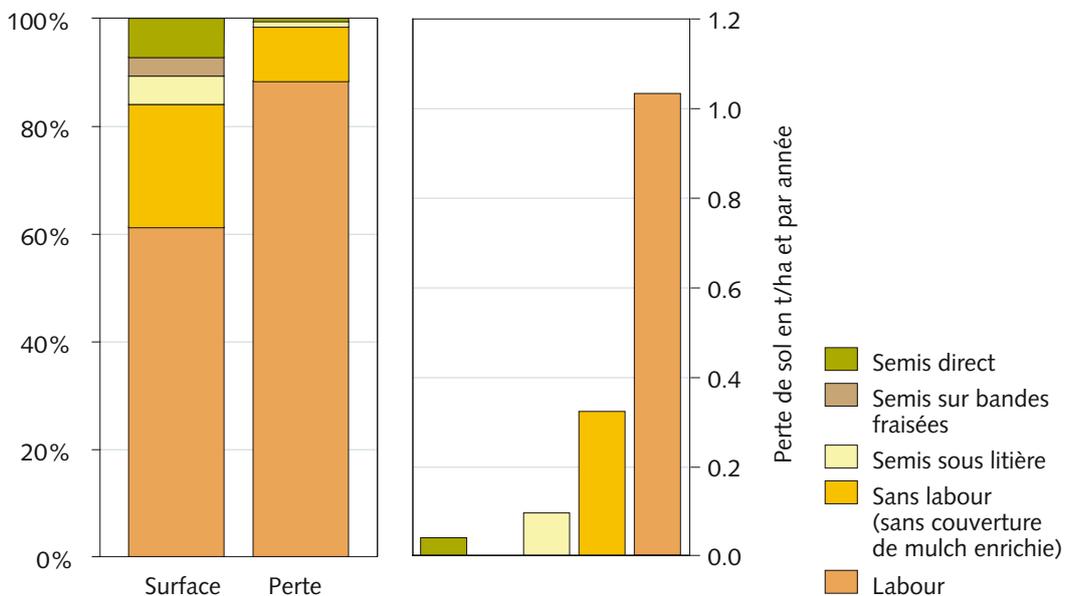


Figure 5: Répartition proportionnelle des méthodes de préparation du sol des principales cultures (sans les prairies artificielles) par rapport aux terres ouvertes; moyenne des pertes de sol de 1998 à 2004 pour les différentes méthodes de travail du sol sur le terrain de Frienisberg.



Figure 6: Semis direct de betteraves sucrières dans des cultures dérobées mortes (moutarde jaune). La couche de mulch fournit une protection efficace contre l'érosion. (Photo: V. Prasuhn)

Tableau 3. Comparaison de quelques résultats des relevés des dommages causés par l'érosion sur le terrain d'étude de Frienisberg pour les périodes 1987–1989 et 1998 et 2004.

	1987–1989 Moyenne sur 3 ans	1998–2004 Moyenne sur 7 ans
Nombre de formes d'érosion cartographiée	108	154
Parcelles cultivées touchées par l'érosion (nombre)	85	70
Parcelles cultivées touchées par l'érosion (%)	33	26
Surfaces endommagées par l'érosion (ha)	43	39
Surfaces endommagées par l'érosion (% des terres assolées)	16	15
Volume de perte de sol (m ³)	196	166
Volume de perte de sol (t/ha de l'ens. des terres assolées)	0,71	0,62
Part due à l'érosion linéaire (%)	67	70
Part due à l'érosion en nappe (%)	33	30
Part du semestre d'été/cultures de printemps (%)	65	46
Part du semestre d'hiver/cultures d'automne (%)	35	54
Apport de matériel d'érosion dans les eaux (%)	10–20	21

endroits).

La moyenne des pertes de sols de 1998 à 2004 était de 15 % plus basse que celle de 1987 à 1989. Pendant les deux périodes d'observation, près des deux tiers des pertes de sols étaient dues à l'érosion linéaire, et autour d'un tiers à l'érosion en nappe. Alors que, de 1987 à 1989, la plus grande partie de la perte de volume a été érodée pendant le semestre d'été, pendant la période de 1998 à 2004, la perte due à l'érosion était nettement plus grande pendant le semestre d'hiver (tab. 3). Ceci est en grande partie dû aux grandes différences de conditions de précipitations entre ces deux périodes. Quelques arguments indiquent aussi que certains changements se sont produits dans la manière d'exploiter les cultures qui ont favorisé l'augmentation de l'érosion en hiver et diminué celle en été. D'une part, les procédés de travail du sol sans labour ont nettement augmenté pour les cultures de printemps, d'autre part, il existe une tendance générale à l'augmentation des précipitations en hiver (Prasuhn 2003). En outre, des machines de récoltes lourdes provoquent des tassements et des dommages à la structure du sol en automne.

En moyenne, pendant les sept années d'analyse de 1998 à 2004, 21 % (35 m³ par année) de la totalité du matériel d'érosion arraché aux terres assolées a été transporté dans un cours d'eau. Pour les années 1987 à 1989, Mosimann *et al.* (1990) évaluaient cette part de matériel érodé transporté dans un cours d'eau entre 10 et 20 %.

Résultats des calculs de simulation

L'érosion du sol peut varier fortement d'une année à l'autre. De ce fait, les périodes d'observation analysées ici sont trop courtes pour que l'on puisse faire un compte-rendu du succès des mesures écologiques en se basant seulement sur les observations des dommages causés par l'érosion. Pour cette raison, l'érosion dans le terrain d'analyses a été calculée suivant la simulation de «l'Équation Universelle des Perte en Terre» (EUPT), mieux connue sous son abréviation anglaise USLE, (Schwertmann *et al.* 1990). Les bases de cette simulation sont largement décrites par Prasuhn et Grünig (2001). L'USLE décrit à long terme les pertes de terre moyennes par année, en tant que produit des différents facteurs d'érosion suivants: l'érosivité des précipitations (facteur R), l'érodibilité du terrain (facteur K), la topographie (facteur LS) du type d'utilisation du terrain (facteur C) et des pratiques mises en place pour la conservation du sol (facteur P). Pour les deux périodes d'analyses, on a principalement utilisé les mêmes facteurs R, K, LS et P, car ces facteurs sont relativement constants et, deuxièmement, il n'existe presque pas d'indications faisant penser qu'il y a de sensibles changements. Pour le calcul du facteur C spécifique de chaque région ou parcelle, on a utilisé les éléments suivants: l'assolement, la méthode de travail du sol, la phase de développement spécifique des cultures pour chaque région, la répartition annuelle des précipitations pouvant engendrer de l'érosion dans les différentes régions et la part relative de perte de sol de chaque culture.

La moyenne du facteur C, pondérée en fonction des surfaces, se situait avec une valeur de 0,100 pour la période 1998 à 2004, 26 % en dessous de la valeur de 1987 (0,136). La diminution actuelle du facteur C par rapport à 1987 revient en grande partie au changement des méthodes de travail du sol. Les cultures sans labour avaient eu pour conséquence une réduction de 60 %. L'influence de la rotation des cultures (réduction de 27 %) repose principalement sur la réduction de la surface consacrée aux cultures sarclées et l'augmentation de celle des prairies artificielles. Les cultures dérobées ont provoqué autour de 13 % de réduction. De ce fait, les cultures dérobées ont eu un moins grand impact que les cultures sans labour. L'influence des cultures dérobées a peu de poids dans le calcul de la simulation, car une parcelle labourée en automne ne provoquera à peine plus d'érosion pendant l'hiver qu'une parcelle couverte avec des cultures dérobées. De plus, l'influence de la couverture du sol par des cultures dérobées respectant la conservation du sol a été entièrement étendue aux cultures sans labour. De ce fait, l'impact des cultures dérobées sur l'érosion devrait être

plus grande que celle calculée.

Le risque actuel d'érosion se calcule par la multiplication pour chaque parcelle de tous les facteurs ($R \times K \times LS \times C \times P$). Le risque d'érosion pondéré par rapport à la surface s'élevait en 1987 à 5,9 t/ha et année et pour la période 1998 à 2004 à 4,6 t/ha et année. Le recul de près de 23 % est en grande partie dû aux modifications du facteur C.

Comparaison de la simulation et des observations des dommages causés par l'érosion

Une comparaison des résultats de la simulation et de la cartographie des dommages causés par l'érosion peut s'avérer difficile, car les deux approches ne suivent pas les mêmes échelles de temps. En outre, il faut tenir compte de la valeur et du degré d'exactitude de chacune des deux approches. La simulation ne peut que pronostiquer une perte moyenne de terre à long terme et n'est pas utilisable pour des événements isolés. L'intervalle de temps pour l'ensemble de l'étude est de près de 20 ans. De toute façon, elle ne touche principalement que l'érosion en nappe. Les observations des dégâts causés par l'érosion n'englobent jusqu'à maintenant, que les sept ans d'analyse et, de ce fait, sont fortement tributaires des événements isolés. En outre, c'est principalement l'érosion linéaire qui y est englobée. L'USLE surestime nettement les pertes de sol (Prasuhn et Grünig 2001). Même dans l'étude présente, les pertes de sols d'après les calculs de la simulation s'élèvent à 4 t/ha et année, ce qui est très au-dessus de la moyenne relevée qui est de 0,6 t/ha et année. La comparaison des dommages réels causés par l'érosion et des informations sur le risque potentiel d'érosion provenant des données USLE montre, comme une tendance, que les parcelles ayant de grandes pertes de sol cartographiées ont aussi un grand risque potentiel d'érosion avec la simulation USLE. Ainsi, pour la somme des pertes de sol, on trouve une relativement bonne corrélation locale entre les pertes cartographiées et celles pronostiquées. L'interprétation des cartographies des dommages causés par l'érosion en rapport avec le mode de travail du sol montre que les parcelles travaillées avec des méthodes intensives conventionnelles ont de plus grandes chances de subir des dommages érosifs que celles qui sont travaillées par des méthodes de type conservateur. Ceci est en accord avec les résultats correspondants des facteurs C et les pertes de sol pronostiquées avec la simulation.

Basée sur la cartographie des dommages causés par l'érosion, la moyenne des pertes de sol sur le terrain d'étude a diminué entre les périodes 1987–1989 et 1998–2004 de 15 %, alors que, par les calculs de simulation, elle aurait baissé de 23 %. Les deux méthodes montrent une baisse des pertes de sol par l'érosion, mais leur importance respective en est différente. Les causes sont à chercher dans la manière différente d'aborder les faits et la précision des méthodes de calcul (voir Prasuhn et Grünig 2001).

Apport de phosphore dans les eaux

Comme l'USLE est basé sur les données de perte de sol de parcelles d'étude, il n'est possible de faire un pronostic que sur les pertes de sol (mobilisation et déplacement de particules de sol sur des terrains en pente) et non une prévision des dommages que ce sol cause en dehors de la parcelle (dommages off-site). Cette simulation ne permet pas d'établir une relation avec l'apport de matériel d'érosion dans les eaux et, de ce fait, de la charge de phosphore des eaux par l'érosion du sol. Par contre, avec la cartographie des dommages causés par l'érosion, l'apport de matériel dans les eaux pouvait être estimé.

La charge des eaux en phosphore par l'érosion du sol dépend, d'une part, de la quantité de matériel transportée dans les eaux et, d'autre part, de la teneur en phosphore du matériel érodé. En estimant, grâce aux cartographies des dommages causés par l'érosion, la quantité de matériel arraché du sol qui arrive dans les eaux par des voies directes ou indirectes, on peut considérer que 247 m³ de sol érodé ont été transportés dans les eaux pendant les sept

ans d'analyse. Cela représente environ 21 % de la totalité du matériel érodé. Une comparaison avec les estimations de Mosimann *et al.* (1991) permet de présumer que le pourcentage de matériel érodé arrivant dans les eaux est à peu près resté le même (tab. 3).

La teneur moyenne de P_{total} des couches superficielles du sol des parcelles assolées sélectionnées du terrain d'étude est avec 740 mg/kg ($n = 104$, $s = 143$, $\min = 529$, $\max = 1'210$) nettement plus basse que celle du bassin versant du ruisseau du Lippenrüti (moyenne: 1'186 mg/kg, voir chapitre 13). Des données sur le développement dans le temps de cette teneur en P_{total} du sol n'existent pas. En raison de l'excédent de phosphore du bilan national (voir chapitre 11) et en plus de la marge de tolérance inhérente aux bilans des éléments nutritifs des exploitations («Suisse-Bilanz»), on peut admettre que la teneur en P_{total} n'a pas baissé. Les teneurs en phosphore disponibles pour les plantes (test du P par la méthode CO_2) étaient extrêmement hautes. 85 % des échantillons de l'année 2004 ($n = 104$) se trouvaient dans la classe d'approvisionnement D et E (réserve ou enrichissement). Le grand nombre de terrains à teneur élevée en phosphore disponible pour les plantes est probablement dû au fait que la chaux de betteraves sucrières, qui en augmentant le pH augmente la disponibilité du P, est répandue en grande quantité dans les régions proches de la fabrique betteravière d'Aarberg, que certaines exploitations d'engraissement de porcs ayant des lisiers fortement chargés en phosphore se situent dans le périmètre et que dans le passé des boues d'épuration ont été épandues dans la région.

Si on multiplie la perte de sol de chaque parcelle arrivant dans les eaux avec la teneur en P_{total} du sol et un facteur moyen d'enrichissement du matériel érodé de 1,86 (voir Prasuhn et Grünig 2001), on obtient pour le terrain d'analyse une perte moyenne de phosphore de 52 kg/année. Rapporté à la surface globale de 267 ha de terres assolées, cela correspond à une perte moyenne de près de 0,2 kg de P/ha et par année.

Transmissibilité des résultats

Les connaissances acquises sur le terrain d'étude de Frienisberg ont été incorporées au modèle MODIFFUS, permettant ainsi l'investigation des pertes de phosphore dans les eaux dues à l'érosion à l'ensemble du canton de Berne (Prasuhn et Mohni 2003). A l'aide de données existantes couvrant tout le canton, mais moins précises, une base quadrillée à l'hectare a été calculée. La comparaison des pertes de sol cartographiées pendant des années, des calculs de perte de sol faits pour chaque parcelle et des résultats des pertes calculées par quadrillage du terrain avec le modèle MODIFFUS montre pour la région du Frienisberg une concordance locale généralement satisfaisante. La moyenne des pertes de sol pour la région test calculée avec le modèle MODIFFUS est de près de 0,79 t/ha et année et se situe autour de 25 % plus haut que la moyenne calculée d'après les observations de terrain. Pour l'ensemble du canton de Berne, la perte moyenne de sol calculée avec MODIFFUS est de 0,47 t/ha et année. Comme comparativement le terrain de Frienisberg présente peu de parcelles plates, il se distingue par un risque d'érosion disproportionné.

La proportion des cultures sans labour sur le terrain d'étude est très haute (2004: 55 % de la surface des cultures principales) et n'est pas représentative du reste de la Suisse. Les raisons en sont le programme cantonal pour les semis directs, une vulgarisation intensive et de qualité par l'Office de l'agriculture et de la nature du canton de Berne et des entreprises de travaux agricoles dans la région test qui proposent les techniques adéquates. Les relevés depuis des années des dommages dus à l'érosion ont également sensibilisé les agriculteurs aux problèmes de l'érosion. Cela démontre qu'il est réalisable sur le plan pratique d'avoir une telle proportion de terrains travaillés sans labours, à condition que les conditions cadre soient favorables.

Il y a dans le canton de Bâle-Campagne, un programme de monitoring qui enquête tous les 10 ans dans une septantaine d'exploitations sélectionnées, au moyen de questionnaires et d'analyses de terrain, sur les dommages causés par l'érosion et qui utilise un modèle sem-

blable à celui utilisé sur le terrain d'étude de Frienisberg (Mosimann 2003). La comparaison des facteurs C calculés entre 1992 et 2002 montre que dans la région du Jura, qui est moins intensivement exploitée, le facteur C moyen est descendu d'environ 25 % en passant de 0,11 à 0,07. Par contre, dans le secteur de cultures intensives du «Lösshügelland», le facteur C moyen n'a pas varié en restant à 0,14. La plupart des exploitations ont entrepris des améliorations en ce qui concerne la protection du sol contre l'érosion. Dans l'ensemble, il y a eu une augmentation des modes de cultures extensives, de la végétalisation d'hiver et de la pratique de laisser les résidus de récoltes sur les parcelles. Mais pour certaines exploitations, la situation s'est aussi passablement dégradée, en particulier pour les exploitations qui sont passées du système d'exploitation mixte à celui de grandes cultures, où la part des plantes sarclées et celle du blé d'automne augmente. Parfois les changements positifs et négatifs s'annulent mutuellement. Dans l'ensemble, Mosimann *et al.* (2003) voient les causes de la baisse du risque d'érosion de 12 % entre 1992 et 2002 dans le canton de Bâle-Campagne moins dans la mise en place de techniques de labour respectant le sol que des changements structurels (extensification avec augmentation des prairies artificielles et des jachères florales à la place du maïs et du blé d'automne).

Les interprétations des cartographies de longue durée sur les dommages causés par l'érosion (1987–1999), menées sur deux terrains d'étude du Jura tabulaire suisse par Ogermann *et al.* (2003), donnent des résultats en partie similaires avec ceux du terrain d'étude de Frienisberg. Malgré tout, la grande variabilité due au facteur temps ne permet pas de tirer une ligne de tendance nette. Ainsi, on peut dire que le nombre de forme d'érosions cartographiées depuis 1987 a nettement diminué, par contre, il ne sort pas de tendance quant à la masse de terre entraînée. Les masses de terre entraînées sont plus importantes en hiver et l'érosion linéaire y prédomine par rapport à l'érosion en nappe. De grosses pertes de sols ont surtout eu lieu avec les cultures de jachère nue, de maïs et de blé d'automne. Il ressort que, depuis 1987, les cultures sur terre ouverte ont régressé et la culture du maïs a diminué. Par contre, la mise en place plus fréquente de prairies artificielles a provoqué une forte baisse des jachères nues.

Les observations à long terme faites sur le terrain par Gratier (2004) dans le canton de Vaud confirment aussi les développements décrits pour le canton de Berne. Ainsi, il a été observé une tendance à la baisse des dommages causés par l'érosion durant les vingt dernières années, un déplacement des problèmes liés à l'érosion du semestre d'été au semestre d'hiver, une diminution des dommages érosifs causés par la culture du maïs et des betteraves sucrières et de gros dommages érosifs provoqués par la culture du blé d'automne.

Influence des mesures écologiques

La mesure la plus importante pour protéger un sol de la fuite de phosphore par l'érosion est une protection adéquate du sol. Avec l'indice de protection du sol, on a créé un système qui favorise une bonne couverture pendant l'hiver. L'indice de protection du sol de l'ensemble des parcelles du terrain d'étude de Frienisberg a augmenté entre les périodes 1987–1990 et 1995–2000 de près de 33 % (Prasuhn et Grünig 2002). Ce changement se situe ainsi dans le même ordre de grandeur que la réduction du facteur C dans la simulation USLE. Cette modification du facteur C est due pour 60 % à l'augmentation des procédés de travail du sol sans labour et pour 13 % à l'augmentation du nombre de cultures dérobées (Prasuhn et Grünig 2001). La mise en place de cultures dérobées est d'ailleurs souvent la base des procédés de travail du sol sans labour.

Suite à la dernière révision de l'Ordonnance sur les paiements directs, l'indice de protection du sol a été remplacé par une méthode plus simple, qui a moins d'exigences pour la couverture du sol. Si cela mène de nouveau à une augmentation de la jachère nue ainsi qu'à une diminution des cultures dérobées et donc à une diminution des semis sous litière ou

directs, l'érosion du sol va de nouveau augmenter.

L'influence d'un assolement régulier (27 % de la diminution du facteur C) repose avant tout sur la réduction de la surface consacrée aux plantes sarclées et sur la plus grande part consacrée aux prairies artificielles. L'influence d'un bilan de phosphore équilibré n'a pas été étudiée. Les surfaces de compensation écologique n'ont pas été spécialement mises en place pour la protection des sols et des eaux, mais plutôt pour la biodiversité. Leur utilité dans la diminution du phosphore est, de ce fait, comparativement assez faible. Par exemple, une haie a été nouvellement plantée sur le terrain d'étude ; elle n'a toutefois pas été plantée parallèlement à la pente, mais dans le sens de la pente. Les jachères tournantes ou florales n'ont été comparativement nouvellement plantées que sur très peu d'endroits menacés par l'érosion. Les programmes de garde d'animaux SRPA et SST n'ont pas d'influence sur les volumes des pertes de phosphore dues à l'érosion du sol des terres assolées.

À côté des mesures écologiques, un plan cantonal, mis en place depuis 1996, soutenant financièrement des procédés de travail du sol sans labour, a fortement contribué à la réduction de l'érosion du sol (<http://www.no-till.ch>). D'autres facteurs influents comme les progrès techniques et la vulgarisation sont développés dans le chapitre 15.

Conclusions et perspectives

Avec les recherches menées dans le terrain d'étude de Frienisberg, les développements suivants ont pu être mis en évidence.

- L'érosion du sol n'est pas un phénomène à l'échelle nationale, mais endommage en moyenne par année moins de 20 % des terres assolées.
- Il se produit principalement des petites pertes de sol (<1 t/ha et année). Pour certaines parcelles, des valeurs atteignant 55 t/ha en une année ont pu être mesurées.
- Sur à peu près 5 % des parcelles assolées la valeur indicatrice déterminée par l'OSol a été dépassée pendant de longues années.
- Autour de 20 % du matériel érodé est transporté dans les eaux. Donc, par ce bief, autour de 0,2 kg P/ha et par année arrivent dans les eaux.
- Les méthodes de travail respectueuses du sol ont prouvé leur effet positif sur la protection du sol contre l'érosion et ont conduit à une diminution des pertes de sol. La cartographie des dommages causés par l'érosion et les calculs de simulation montrent par une réduction des pertes moyennes de sol de 15 % resp. 23 %, une tendance claire de l'amélioration de la situation actuelle face à l'érosion, par rapport à 1987–1989. Ceci est principalement dû aux changements des méthodes de culture et n'est que partiellement attribuable aux mesures écologiques ; d'une part, parce que les procédés de travail du sol sans labour ne font pas explicitement partie des mesures écologiques, mais y sont seulement indirectement intégrées par la protection des sols et, d'autre part, parce que les procédés de travail du sol sans labour ne sont encouragés que par un programme cantonal.
- Dans les calculs de simulation, la diminution des pertes de sol est probablement surestimée. Une augmentation des dommages au sol par des engins agricoles toujours plus lourds et un travail du sol à des moments inopportuns pour des raisons de pression temporelle ont conduit à une dégradation de la stabilité structurelle du sol. Ceci n'est pas assez pris en considération dans la simulation. De plus, ce sont surtout les formes d'érosion linéaire («thalweg», érosion dans les ornières, sillons de labour) qui ne sont pas prises en compte avec la simulation. Si celles-ci ont augmenté ou diminué, cela ne peut être déterminé avec la simulation.
- Il faut compter avec des développements régionaux différents. Ainsi, dans certaines régions montrant une augmentation des cultures intensives, suite à des changements de structure des exploitations, on doit aussi compter avec une augmentation du phosphore dans les eaux par l'érosion (Mosimann *et al.* 2003).

À partir des résultats obtenus jusqu'à présent on arrive à la conclusion que l'objectif visé

dans ce domaine, à savoir une réduction d'au moins 50 % de la charge en phosphore dans les eaux de surface d'ici 2005, dans la région du terrain d'étude et aussi dans d'autres régions de Suisse, ne pourra pas être atteint. Pour cela, des mesures complémentaires seraient nécessaires, qui pourraient se réaliser au travers l'article 62a de la Loi sur la protection des eaux ou par la mise en vigueur complète de l'OSol.

En raison de la grande influence des conditions météorologiques, il reste tout de même des incertitudes dans l'interprétation des résultats. Un monitoring à long terme est absolument nécessaire. La transmissibilité des résultats à d'autres régions devrait être analysée. En outre, l'évolution de la fumure de P, des teneurs en phosphore des sols et de leurs conséquences sur la charge des eaux de surfaces en phosphore doit être suivie sur le long terme.

Bibliographie

- Behrendt H., Huber P., Kornmilch M., Opitz D., Schmoll O., Scholz G. et Uebe R., 1999. Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Umweltbundesamt, Forschungsvorhaben Wasser, Forschungsbericht 296 25 515, UBA-Texte 75/99, Berlin. 288 S.
- Braun M., Kopse Rolli D. et Prasuhn V., 1997. Abschätzung der Verminderung der Nährstoffverluste in die Gewässer durch Massnahmen in der Landwirtschaft. Schriftenreihe Umwelt Nr. 293, Gewässerschutz, BUWAL. 100 S.
- Conseil fédéral, 1998. Ordonnance sur les atteintes portées aux sols. Berne, RS 814.12.
- Gratier M., 2004. Communication personnelle. Service des Eaux, Sols et Assainissement (SESA), Lausanne.
- Mosimann T., 2003. Erosionsgefährdung und Schutz der Böden durch die Bewirtschaftung im Kanton Basel-Landschaft. Monitoring 1982–2002. Amt für Umweltschutz und Energie (AUE), Liestal. 32 S.
- Mosimann T., Bono R. et Simon P., 2003. Besserer Erosionsschutz durch ökologischen Leistungsnachweis? Agrarforschung 11(11–12), 428–433.
- Mosimann T., Crole-Rees A., Maillard A., Neyroud J.-A., Thöni M., Musy A. et Rohr W., 1990. Bodenerosion im Schweizerischen Mittelland. Ausmass und Gegenmassnahmen. Bericht 51 des Nationalen Forschungsprogrammes «Nutzung des Bodens in der Schweiz», Liebefeld-Bern. 262 S.
- Mosimann T., Maillard A., Musy A., Neyroud J., Rüttimann M. et Weisskopf P., 1991. Erosionsbekämpfung in Ackerbaugebieten. Ein Leitfaden für die Bodenerhaltung. Themenbericht des Nationalen Forschungsprogrammes «Nutzung des Bodens in der Schweiz», Liebefeld Bern. 186 S.
- Ogermann P., Meier S. et Leser H., 2003. Ergebnisse langjähriger Bodenerosionskartierungen im Schweizer Tafeljura. Landnutzung und Landentwicklung 44, 151–160.
- Prasuhn V., 2003. Zunahme der Bodenerosion von Ackerflächen im Winterhalbjahr? Mitt. DBG 102, 789–790.
- Prasuhn V., 2004. Kartierung aktueller Erosionsschäden im Berner Mittelland. Bulletin BGS 27, 79–84.
- Prasuhn V., Braun M. et Kopse Rolli D., 1997. Massnahmen zur Verminderung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus der Landwirtschaft in die Gewässer. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern. 216 S.
- Prasuhn V. et Grünig K., 2001. Evaluation der Ökomassnahmen. Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Bodenerosion. Schriftenreihe der FAL 37, Zürich-Reckenholz. 151 S.
- Prasuhn V. et Grünig K., 2002. Evaluation der Ökomassnahmen: Phosphor, Wirkungsanalyse. Teilprojekt 4: Erosion (Frienisberg). In: BLW (Hrsg.). Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Bereich Stickstoff und Phosphor, 5. Zwischenbericht, 33–39. <http://www.reckenholz.ch/doc/de/forsch/umwelt/wasser/wasser.html#evalu>
- Prasuhn V. et Mohni R., 2003. GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Interner Bericht FAL z.H. GSA Bern. 223 S. <http://www.reckenholz.ch/doc/de/forsch/umwelt/wasser/wasser.html#bern>
- Schwertmann U., Vogl W. et Kainz M., 1990. Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmassnahmen. Stuttgart. 64 S.



15 Impact des mesures écologiques sur les pertes de phosphore du secteur agricole suisse

Felix Herzog, Walter Richner, Ernst Spiess et Volker Prasuhn

Les émissions de phosphore provenant de l'agriculture suisse ont diminué, pourtant les objectifs environnementaux définis par la Confédération ne seront que partiellement atteints en 2005. L'excédent du bilan de phosphore au niveau national a fortement diminué et la valeur-cible fixée par la Confédération a été dépassée depuis 1996. Il subsiste tout de même, encore et toujours, un excédent de phosphore de 6'000 t par année. La charge diffuse des eaux en phosphore provenant de l'agriculture suisse a diminué depuis 1990–1992 de 10 à maximum 30 % et non comme prévu de 50 %. Dans les régions problématiques d'exploitation intensive, autour des lacs du Plateau, une grande part de la charge des lacs en phosphore provient directement des sols qui, depuis des années, sont fortement fertilisés avec du phosphore. C'est pourquoi, une amélioration de la pratique agricole ne montrera ses effets qu'avec une forte latence. Pour continuer de réduire les excédents du bilan de phosphore, on doit augmenter les exigences des prestations écologiques requises (PER) dans le secteur des apports de phosphore. Dans les régions problématiques, des mesures complémentaires pour éliminer le phosphore des terrains sursaturés sont nécessaires.

Felix Herzog,
Walter Richner,
Ernst Spiess et
Volker Prasuhn,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich

Objectifs à atteindre

L'Office fédéral de l'agriculture et la Confédération ont formulé des objectifs qui doivent être atteints au moyen des mesures écologiques resp. des prestations écologiques requises (PER, Conseil fédéral 1998a) d'ici 2005 (OFAG 1999, Feuille fédérale 2002), ils sont résumés dans l'introduction (chapitre 1, tab. 1).

Le bilan national du phosphore

L'objectif de diminuer sur le plan national d'ici 2005 l'excédent de phosphore (P) provenant de l'agriculture dans le bilan des entrants/sortants à 50 % (10'000 t de P par année) a déjà été atteint en 1996 (Feuille fédérale 2002). En 2002, l'excédent de phosphore s'élevait encore à 6'000 t de P, ce qui représente une réduction de 65 % par rapport à la période de référence 1990–92 (chapitre 11, fig. 4). Ce recul s'était déjà amorcé en 1980 et il est principalement dû à la réduction de l'utilisation des engrais minéraux et à la diminution des importations fourragères (chapitre 11, fig. 2).

Qualité des eaux de surface

La qualité des eaux de surface en regard du phosphore s'est nettement améliorée au cours de ces dernières décennies. En particulier dans les grands lacs, les teneurs en phosphore soluble eutrophisant ont constamment baissé depuis les années quatre-vingt (chapitre 12, fig. 1–6). Cette évolution est principalement due au raccordement d'une grande partie des ménages et des industries aux stations d'épuration, à la plus grande efficacité de ces dernières dans l'élimination du phosphore et à l'interdiction des lessives contenant des phosphates. Quelle était la part de l'agriculture dans ces développements positifs et dans quelle mesure l'objectif de réduire entre 1990–92 et 2005 de 50 % la charge en phosphore due à l'agriculture dans les eaux de surface a-t-il été atteint, cela est difficile à analyser. On ne peut distinguer par les mesures faites dans les eaux, la part de la charge de phosphore due à l'agriculture, de celle provenant d'autres sources (apports pédo-géologiques, sources ponctuelles). Malgré l'évolution satisfaisante de l'état des grands lacs en regard du phosphore, les problèmes d'eutrophisation ne sont toujours pas résolus pour les lacs du Plateau dont les bassins versants présentent une forte densité d'animaux de rente. Dans le bassin versant du lac de Sempach, nous observons de gros efforts et des améliorations au niveau de l'affouragement (fourrages à moins forte teneur en phosphore) et de l'épandage du lisier (chapitre 13, tab.1) et aussi une légère amélioration de la qualité de l'eau (chapitre 12, fig. 2). Dans le bassin versant du ruisseau du Lippenrüti, que nous avons examiné, les couches supérieures du sol sont tellement saturées avec du phosphore, que lors de chaque épisode pluvieux, si les précipitations sont assez importantes, du phosphore peut être dissous et ruisseler (chapitre 13, tab. 2, fig. 3). Dans ces conditions, l'amélioration des techniques agricoles n'a pas – ou seulement avec une grande latence – d'impact sur le ruissellement de phosphore.

Par rapport à l'érosion et à la pollution des eaux, il manque jusqu'à maintenant les bases pour une analyse au niveau national. Dans la région du cas d'étude de Frienisberg, nous estimons le recul de l'érosion – et donc la perte de phosphore lié aux particules érodées – à environ 15 jusqu'à maximum 25 % (chapitre 14).

Quand on essaye de quantifier la réduction des apports de phosphore provenant de sources diffuses dus à l'agriculture, on doit tenir compte du fait que les terrains des deux cas d'étude présentaient des charges supérieures à la moyenne et que des mesures complémentaires avaient été mises en place. Sur des terrains moins fortement chargés en phosphore, on doit compter avec de plus petites réductions. Proportionnellement, les régions avec de grandes charges de phosphore auraient dû présenter un recul surproportionné pour que la moyenne du recul national de 50 % soit atteinte. Dans les régions dont les sols ont été enrichis avec du phosphore et dont la plus grande partie des pertes de phosphore se fait par le ruissellement et les drainages, on doit pour le phosphore – comme pour l'azote – compter avec un temps de latence, de l'ordre de grandeur de plus de dix ans avant de remarquer l'impact des mesures écologiques.

Sur la base des résultats des deux cas d'étude de terrain (chapitres 13, 14) et de calculs de simulation (chapitre 12), et en tenant compte des restrictions évoquées plus haut, nous estimons que la réduction des pertes diffuses de phosphore dues à l'agriculture n'a été que de

10 jusqu'à maximum 30 % depuis 1990–92. Dans ces conditions, l'objectif d'une réduction de 50 % d'ici 2005 ne peut pas être atteint.

Contribution des différentes mesures écologiques

Le recul des fuites de phosphore provenant de l'agriculture de 10 % jusqu'à maximum 30 % n'est pas dû aux seules mesures écologiques resp. PER, mais il y a toute une série d'autres facteurs d'influence. Il est difficile de séparer les uns des autres, l'effet particulier de chaque mesure et des facteurs d'influence. Le facteur d'influence le plus important est la pluviométrie – la quantité et la distribution des précipitations annuelles – elle domine tous les autres paramètres. Seules des séries de mesures sur de longues périodes (dix ans voire plus) peuvent permettre de tirer des conclusions sur la signification de chaque facteur. Les affirmations faites ici ne sont donc que des approximations.

Bilan de fumure équilibré

Comme pour l'azote, nous considérons l'exigence d'un bilan de fumure équilibré comme le pivot central de la réduction de l'excédent de phosphore. Dans le cas d'étude du ruisseau du Lippenrüti, l'excédent de phosphore de près de 50 % a été ramené à la norme dans les dix ans qui ont suivi 1990–92 (chapitre 13, tab. 1). Toutefois, il ne s'agit pas là d'un endroit représentatif de la Suisse, mais d'une région particulièrement polluée. La réduction a moins été atteinte par une diminution du cheptel que par la plus grande utilisation de fourrages écologiques moins riches en phosphore et par les contrats de prise en charge d'engrais de ferme.

Protection appropriée du sol

Une couverture du sol durant toute l'année protège les sols de l'érosion et, par là, les eaux de l'apport de phosphore lié aux particules du sol. Dans le cas d'étude de Frienisberg, nous estimons que l'exigence d'une couverture minimale du sol pendant l'hiver (indice de protection du sol), accompagnée des mesures cantonales d'encouragement pour des procédés de travail du sol sans labour, ont réduit l'érosion de près de 30 % (chapitre 14).

Autres directives PER et mesures écologiques

L'exigence d'un assolement régulier a eu un effet positif mais moindre sur la protection des sols et donc sur les pertes de phosphore dues à l'érosion. Les surfaces de compensation écologiques ne sont placées de façon ciblée à côté des eaux de surface que dans certains cas particuliers (Herzog *et al.* 2005), si bien qu'elles ne font office de zone tampon que rarement. Les surfaces elles-mêmes ne devraient plus être fertilisées ou alors de façon très réduite et, de ce fait, une certaine réduction de la charge en phosphore peut en être la conséquence. Nous n'avons pas explicitement étudié l'effet de conditions de détention respectueuses des animaux de rente sur les pertes de phosphore, mais nous estimons que leur impact est petit.

De même, l'influence des cultures biologiques (110'134 ha en 2003, OFAG 2004) et de la production extensive de céréales et de colza (EXTENSO, 78'425 ha en 2003, OFAG 2004) n'a pas été évalué. Nous supposons que le programme EXTENSO n'a pas d'influence sur les pertes de phosphore. L'influence de la culture biologique sur la quantité de perte de phosphore par l'érosion et le ruissellement n'est pour le moment pas éclaircie. En se basant sur les recherches bibliographiques de Auerswald *et al.* (2003), il semblerait que, même au niveau mondial, peu de recherches aient été effectuées dans ce domaine, seule une étude a démontré un plus petit risque d'érosion lors de culture biologique.

Autres facteurs d'influence

Législation sur l'environnement

En 1992, la révision de la Loi sur la protection des eaux (LEaux) est entrée en vigueur.

Dans les articles 14, 27 et 51 sont formulées les exigences quant à l'utilisation des engrais de ferme (l'épandage, la capacité de stockage, les contrats de prise en charge d'engrais, la charge en unités gros bétail UGB, etc.), l'exploitation des sols et la vulgarisation (Assemblée fédérale 1991). En 1994 sont parues de nouvelles directives concernant la protection des eaux (OFAG/OFEFP 1994). L'Ordonnance sur la protection des eaux de 1999 réglemente, entre autres, les objectifs écologiques pour les eaux, les exigences de qualité de l'eau et les exigences pour les exploitations pratiquant la garde d'animaux de rente (Conseil fédéral 1998b). L'Ordonnance sur les atteintes portées au sol réglemente, entre autres, la protection contre l'érosion (Conseil fédéral 1998c). L'observation de ces lois devrait aussi avoir contribué à une diminution de la charge des eaux en phosphore provenant de l'agriculture. Une évaluation, ou une quantification de leurs influences, n'a été faite par aucune partie.

Mesures régionales

Dans les régions des deux cas d'étude de terrain (ruisseau du Lippenrüti, Frienisberg), des mesures complémentaires ont été prises pour diminuer le ruissellement de phosphore (d'après l'article 62a LEaux) resp. pour protéger le sol (programme cantonal d'encouragement des procédés de travail du sol sans labour). Ces mesures ont été appliquées plus tardivement que les mesures écologiques resp. les PER et ont consolidé leur impact dans ces régions. Au niveau suisse, il n'y a pourtant que trois projets découlant de l'art. 62a de LEaux (lac de Baldegg, lac de Hallwil, lac de Sempach) destinés à diminuer les pertes de phosphore causées par le ruissellement et l'érosion. Des programmes cantonaux volontaires de protection du sol ont été initiés dans les cantons d'Argovie, de Bâle-Campagne, de Berne, de Fribourg et de Soleure, mais, par manque de moyens financiers, ils ont été en partie soit limités, soit abandonnés.

Des prescriptions cantonales de réduction de pertes de phosphore, découlant des exigences des PER, n'existent que dans le canton de Lucerne (Canton de Lucerne 2002). Nous partons du principe que ces efforts faits pour augmenter la qualité de l'eau n'ont encore eu que peu d'effets au niveau national.

Progrès technique, vulgarisation

La tendance observée au niveau suisse d'utiliser des procédés de travail du sol sans labour, rendue possible par les avancées techniques et les avantages économiques, devraient se répercuter sur une diminution de l'érosion du sol. Durant la première moitié des années nonante, le labour était encore la principale méthode utilisée pour la préparation des grandes cultures (Hausheer *et al.* 1998). Depuis, les méthodes de cultures sans labour et en particulier les semis sous litière ont beaucoup gagné en importance. Anken (comm. pers.) estime que, pour le blé, la portion de surface préparée sans labour devrait être d'environ 30 %. L'ensemencement direct, qui est la forme de préparation sans labour la plus utilisée, a passé de 60 ha en 1992 à 11'761 ha en 2004 (Swiss No-Till 2005). Les exigences des PER pour la protection des sols ont sûrement contribué à cette évolution satisfaisante.

Un autre facteur d'influence, qui ne fait pas partie des programmes agro-écologiques, est la diminution du nombre d'animaux de rente (de 1,43 à 1,29 mio. d'UGB entre 1990 et 2002, OFAG 2004) qui a provoqué une réduction de la production d'engrais de ferme et, de là, une diminution de la valeur estimée des apports de phosphore par l'épandage (de 24'200 t de P à 21'000 t de P). La diminution des terres ouvertes de 312'000 ha (1990–1992) à 284'000 ha (2003) pour une surface agricole utile relativement constante (OFAG 2004) a réduit la surface des terres potentiellement touchée par l'érosion.

Nous partons du principe que la sensibilisation des agricultrices et agriculteurs, ainsi qu'une meilleure formation et la vulgarisation ont des répercussions positives sur la gestion de phosphore dans les exploitations. Les PER, et surtout l'obligation de suivre un bilan de fumure équilibré, devraient avoir mené à une prise de conscience dans la manière d'utiliser les engrais minéraux et de ferme. Nous n'avons, bien entendu, pas pu quantifier cette influence.

Connaissances tirées d'autres projets

Dans quatre terrains d'étude du canton de Fribourg, Julien *et al.* (2002) ont constaté que les directives des PER étaient dans l'ensemble bien acceptées par les agriculteurs, et donc aussi bien respectées. La teneur en phosphore d'échantillons d'eau a été mesurée pour quinze emplacements, et elle est restée stable pendant la période d'analyse (1996–2001).

Pour le bassin versant du Greifensee, Prasuhn *et al.* (2004) estiment que 39 % des apports diffus de phosphore dans le lac proviennent de l'érosion, suivi par le ruissellement de particules solubles de phosphore (28 %), de pertes de drainage (11 %) et de la lixiviation (10 %). Si l'on y ajoute le phosphore provenant de sources ponctuelles (élimination des eaux usées) et les apports pédo-géologiques, les eaux du lac sont trop chargées. Des mesures selon l'article 62a LEaux pourraient diminuer les apports provenant de l'agriculture d'un tiers. Des projections jusqu'en 2011 en utilisant différentes hypothèses de politique agricole tendent toutes vers une extensification et provoquent une diminution des apports de phosphore provenant de la production agricole de 20–25 %. Comme la participation de l'agriculture à la charge totale de phosphore du Greifensee n'est que de 35 %, ces réductions ne suffiraient pas pour atteindre la valeur-cible de concentration de phosphore dans le lac.

Des résultats de calculs de simulation d'autres régions (Rhin, lac de Constance, canton de Berne), ainsi que des interprétations de séries de mesures de données de différents lacs (lac de Baldegg, lac de Sempach, Léman, etc.), montrent que partout a eu lieu une diminution des pertes de phosphore provenant de l'agriculture, mais que l'objectif d'une réduction de 50 % n'a pu être atteint nulle part (chapitre 12).

Frossard *et al.* (2004) effectuent un état des lieux sur le thème du phosphore dans le sol en Suisse. Soutenus par des recherches sur des cas d'étude de terrain, ainsi que par des observations de terrain au niveau cantonal ou provenant de réseaux d'exploitations, ils arrivent à peu près à la même conclusion que ce rapport. Ils signalent que, seulement dans peu de localités, la teneur en phosphore disponible pour les plantes est tellement faible que le rendement des cultures pourrait en être affecté. Le plus souvent la majorité des sols examinés présente un indice de saturation en phosphore élevé.

Perspectives et recommandations

Bilan de phosphore

L'objectif d'une réduction au niveau national en ce qui concerne les excédents agricoles de phosphore a été atteint, voire même dépassé. Cela ne doit pas nous faire perdre de vue que, chaque année, on a à faire à un excédent de 6'000 t de phosphore – et cela même si, en fait, les bilans de fumure des exploitations devraient être équilibrés. Le surplus de phosphore s'accumule en majeure partie dans les sols et représente un danger potentiel pour les cours d'eau et les lacs. De plus, le phosphore est une ressource limitée, qui doit être utilisée parcimonieusement.

Il existe plusieurs raisons qui font que le bilan national de phosphore n'est pas équilibré, alors que les bilans d'exploitation qui suivent les directives des PER le sont effectivement. Ainsi, les retombées atmosphériques (350 t de P/année) ne sont pas prises en considération dans les bilans d'exploitation. Sûrement plus significatives par leur importance, les marges de tolérance cumulatives du «Suisse-Bilanz» (+10 % de marge du solde du bilan, d'autres tolérances avec les pertes à la crèche et le bilan du fourrage de base utilisables par les chefs d'exploitation. De surcroît, il faut tenir compte que les valeurs indicatrices données par le «Suisse-Bilanz» se basent sur des conditions optimales de production, qui ne sont souvent pas rencontrées en pratique. Une autre possibilité serait des lacunes dans la mise en application par les autorités d'exécution (voir ci-dessous).

Pour diminuer la divergence entre le bilan national et les bilans de fumure des exploitations, toutes ces causes devraient être testées. Les tolérances inhérentes au «Suisse-Bilanz»

devraient en particulier être reconsidérées. Il est nécessaire d'éviter que cette marge de tolérance soit complètement utilisée chaque année et il faut aspirer à un solde de bilan sur la moyenne de plusieurs années de 100 %.

Application

Nous ne pouvons pas juger dans quelle mesure l'observation des directives liées aux PER pourrait être améliorée par une meilleure mise en application par les autorités d'exécution (vulgarisation, contrôles); mais cette question devrait tout de même être abordée. En 2003, l'observation des directives liées aux PER a été contrôlée dans les deux tiers des exploitations annoncées. Dans 12% des cas, des manquements ont été constatés. Après les lacunes dans l'intégralité et la justesse des enregistrements et après les manquements dans les exigences d'un élevage respectant le bien-être des animaux, on trouvait en troisième position les manquements concernant un bilan de fumure équilibré (OFAG 2004). L'efficacité de l'utilisation d'engrais peut être encore augmentée par une meilleure vulgarisation et l'élaboration d'une aide de planification simplifiée. Pour cela, de nouveaux progrès, en particulier dans les techniques d'épandage des engrais de ferme sur les cultures tout en ménageant l'environnement, sont nécessaires.

Protection du sol

L'importance de la couverture du sol en hiver, comme elle a été atteinte par l'indice de protection du sol, doit être préservée. Si la réglementation technique simplifiée de la protection des sols des PER (Conseil fédéral 1998a), entrée en vigueur depuis 2004, devait provoquer une recrudescence de la mise en culture de jachère nue et un recul des cultures dérobées et des prairies artificielles, et par conséquent une diminution des semis directs et sous litière et une augmentation de l'érosion, alors l'indice de protection du sol devrait être réintroduit.

Mesures régionales

Dans les cours d'eau et les lacs qui sont encore et toujours trop pollués par le phosphore, les apports diffus provenant de l'agriculture en restent le plus souvent la cause principale. Ici, la réalisation de projets complémentaires d'après l'art. 62a de la LEaux peut engendrer une amélioration. Dans ces projets, l'accent doit être particulièrement mis sur l'assainissement des terrains particulièrement sursaturés de phosphore. Nous conseillons, dans ces cas-là, une fumure spécifique à chaque parcelle, qui tiendrait en particulier compte de la teneur en phosphore du sol (ne pas tenir compte totalement des besoins des cultures en phosphore pour les terrains qui sont déjà sursaturés en phosphore). Il convient également d'explorer le retournement et le réensemencement des parcelles d'herbages permanents fortement sursaturées, pour que le phosphore qui s'est accumulé dans les derniers centimètres du sol puisse mieux se répartir dans les couches superficielles (Schärer 2003). Pour ces cas, les risques doivent être soigneusement calculés et une érosion supplémentaire ou une lixiviation de l'azote pendant le retournement et la phase de rétablissement doivent être évités.

Dans les régions fortement polluées avec du phosphore, la véritable cause des excédents de phosphore est la forte densité des animaux sur de petites surfaces. Depuis les années soixante, le développement interne a été conseillé aux agricultrices et agriculteurs de ces régions pour des raisons économiques. Après qu'ils aient suivi cette recommandation, on a vu les problèmes environnementaux qui en ont résulté. Ceux-ci peuvent être résolus à court terme par des mesures techniques (préparation des engrais de ferme, contrat de cession des engrais de ferme, etc). Toutefois, nous ne considérons pas de telles mesures comme durables, à moyen ou long terme le nombre d'animaux doit absolument baisser. Avec l'encouragement du développement interne, la politique agraire a pris une responsabilité et maintenant elle doit développer des alternatives socialement supportables.

Récapitulatif

Dans l'ensemble, nous constatons une incidence positive des PER par rapport aux pertes de phosphore, même si l'objectif d'une réduction de 50 % ne pourra pas être atteint. Chaque année présente un excédent de 6'000 t de phosphore, bien que les bilans de fumure des exploitations soient censés être équilibrés. Pour réduire cette divergence et continuer à diminuer les pertes de phosphore provenant de l'agriculture, les exigences actuelles concernant la gestion de phosphore dans les PER doivent être maintenues, certaines exigences doivent être ponctuellement accentuées, la vulgarisation et les contrôles doivent s'intensifier. Dans les régions problématiques, les PER doivent être soutenues par des projets efficaces se basant sur l'art. 62a de LEaux. En appliquant des mesures complémentaires pour remplir les objectifs écologiques encore non atteints, on ouvre un conflit d'intérêt quant à la rentabilité de la production agricole. Les mesures qui vont au-delà des exigences actuelles des PER doivent être analysées en ce qui concerne l'efficacité des coûts et des priorités doivent être établies.

Besoins d'évaluation et de recherches

Besoins d'évaluation et de clarification

Comme décrit plus haut, il existe une divergence manifeste entre le fait que pratiquement toutes les exploitations agricoles suisses doivent présenter un bilan de fumure équilibré («Suisse-Bilanz») dans le cadre des PER et l'excédent national du bilan de phosphore de plusieurs milliers de tonnes de phosphore. Les raisons de cette contradiction devraient être éclaircies. D'un côté, le «Suisse-Bilanz» devrait être testé dans sa conception, p. ex. quant à l'utilisation du cumul des différentes marges de tolérance et, d'autre part, pour des exploitations modèle avec différentes orientations de production, le bilan de fumure devrait être calculé d'après le «Suisse-Bilanz» et par des bilans d'évaluation classiques (p. ex. le bilan de Hoftor), et les résultantes des soldes des bilans comparés. Du côté du bilan national de phosphore, la marge d'erreur du solde du bilan devrait être estimée pour pouvoir évaluer de manière fiable l'ampleur de l'écart avec un bilan national équilibré. Suite aux résultats de ces clarifications méthodiques, le «Suisse-Bilanz» pourrait être, le cas échéant, optimisé ou des alternatives pourraient être trouvées dans l'évaluation des bilans, adaptées à chaque exploitation.

Les projets d'évaluation de la Confédération dans leur forme actuelle ne se poursuivront pas. Dans le cadre des indicateurs agro-environnementaux (OFAG 2002), le bilan national de phosphore sera toujours calculé selon l'ancienne méthode ou celle de l'OCDE et mis à disposition chaque année. L'OFEFP va également poursuivre les séries de mesures de la «Surveillance nationale en continu des cours d'eau suisses (NADUF)». Un indicateur de la teneur en phosphore des lacs, sur la base de séries de mesures nationales et cantonales déjà existantes, est également prévu. De plus, des indicateurs de monitoring des risques d'érosion et de la teneur en phosphore des sols des terres agricoles sont en discussion (Gaillard *et al.* 2003). La FAL va continuer l'analyse du terrain d'étude de Frienisberg (chapitre 12) jusqu'au moins en 2007, pour dresser des cartographies de la progression de l'érosion dans le temps, et ce sur une assez longue période pour que les effets des mesures des exploitations puissent être distingués des conditions météorologiques annuelles. La région sert aussi de site de référence pour, le cas échéant, le développement à venir d'indicateurs agro-environnementaux. Pour le terrain d'étude du ruisseau du Lippenrüti, la FAL prévoit d'autres études ciblées sur la dynamique du phosphore dans les régions fortement polluées.

Il manque des données représentatives sur l'agriculture suisse pour cerner l'étendue et la signification, ainsi que l'évolution dans le temps, des mesures concernant les techniques de production (p.ex. système de travail du sol, quantité d'éléments nutritifs utilisés, rotation des cultures, parts des aliments écologiques pour les animaux de rente). Des connaissances sur le développement des techniques de production sont indispensables pour interpréter les

changements dus à leurs incidences écologiques sur le secteur agricole. Une partie de ces données va probablement être prélevée du cadre du projet «dépouillement centralisé des bilans écologiques des exploitations agricoles individuelles» (Pfefferli *et al.* 2001).

Besoins de recherche

Dans le domaine des PER et du bilan de l'azote provenant de l'agriculture les besoins de recherches avant tout nécessaires sont les suivants :

- En raison des grandes réserves de phosphore sur les terres agricoles à forte densité animale, il est prévisible que la problématique du phosphore dans la région des lacs du Plateau ne puisse être résolue à court terme. Dans le cadre de recherches appliquées, il faudrait tester quelles mesures peuvent engendrer un appauvrissement des sols en phosphore ou un mélange des couches superficielles des sols, sans pour autant provoquer d'autres dégâts environnementaux indésirables. De même, toujours dans l'esprit d'une lutte temporaire contre les symptômes, il faut développer des méthodes efficaces de préparation des engrais de ferme, si possible couplées avec une production d'énergie (biogaz). Le produit des engrais de ferme ainsi transformés se trouve sous une forme transportable, qui peut être évacuée des régions à forte charge en éléments nutritifs due à la grande densité animale.
- A moyen et long terme, les problèmes des régions fortement polluées ne peuvent être résolus de façon durable que si la densité animale peut y être réduite. Pour cela, il faut développer des alternatives sociales supportables et économiquement souples, qui tiennent compte du cadre de la problématique du développement agricole. De telles alternatives demandent une collaboration interdisciplinaire au niveau des projets d'étude.
- On ne connaît pratiquement rien, quant aux effets possibles de l'agriculture biologique sur le cycle et les pertes de phosphore (ruissellement, érosion) (Auerswald *et al.* 2003). Ces relations devraient être étudiées par comparaison avec les autres systèmes de culture.
- Des procédés de travail du sol sans labour sont sans aucun doute une précieuse contribution au recul de l'érosion. Mais il existe encore et toujours des problèmes non résolus dans les domaines de la lutte contre les mauvaises herbes et les maladies des plantes (p. ex. fusariose), qui limitent l'application de ces mesures. Des efforts de recherches dans ces domaines peuvent permettre l'évaluation de ces limitations et optimiser les procédés de travail du sol sans labour.
- L'observation selon laquelle la dynamique du phosphore dans le ruisseau du Lippenrüti s'est beaucoup modifiée depuis l'an 2000 (Lazzarotto *et al.* 2005) engendre des questions de recherches fondamentales. L'interaction habituelle entre le débit et les concentrations de phosphore lors de crues n'existe plus. Par contre, il existe des concentrations de phosphore extraordinairement hautes dans le débit de base pendant la période de végétation. De plus, pendant ces périodes, on assiste depuis peu à de grosses variations journalières des concentrations de phosphore et d'azote. Cette dynamique a aussi pu être observée dans un autre affluent du lac de Sempach, mais n'a pas pu être expliquée de façon satisfaisante (Müller *et al.* 2003). L'étude de ce phénomène pourrait contribuer à une meilleure compréhension des processus impliqués dans les pertes de phosphore des sols agricoles, en particulier par rapport à la signification des facteurs d'influence comme les propriétés du sol (type de sol, etc.), la teneur en phosphore du sol et la fraction de phosphore.

Ainsi, avec le phosphore, on a aussi bien besoin de faire de la recherche orientée sur les applications que de la recherche fondamentale. Là-dessus, vient se greffer – comme pour l'azote – la question de l'optimisation du système d'exploitation agricole lors de conflits d'intérêt. Des conflits d'intérêt, on en trouve par exemple lors de la diminution du travail du sol, qui a certes une répercussion positive sur la protection du sol, mais qui augmente la pression des maladies et des mauvaises herbes. Un autre exemple se trouve dans l'épandage du lisier.

Pour éviter le ruissellement de phosphore, le lisier doit être épandu par temps sec, alors que pour obtenir une réduction des pertes d'ammoniac, il serait mieux de l'épandre par temps humide ou même lors de faibles précipitations. Dans la résolution de la problématique de phosphore, on doit tenir compte du fait que les exploitations agricoles sont complexes et qu'en général les mesures se répercutent sur plusieurs secteurs. Dans la comparaison des avantages et des désavantages, les chefs d'exploitation ont besoin d'une aide dans la gestion des conflits d'intérêt.

Bibliographie

- Assemblée fédérale, 1991. Loi fédérale du 24 janvier 1991 sur la protection des eaux. Berne, RS 814.20.
- Auerswald K., Kainz M. et Fiener P., 2003. Soil erosion potential of organic versus conventional farming evaluated by USLE modelling of cropping statistics for agricultural districts in Bavaria. *Soil Use and Management* 19, 305–311.
- Conseil fédéral, 1998a. Ordonnance sur les paiements directs versés dans l'agriculture. RS 910.13.
- Conseil fédéral, 1998b. Ordonnance sur la protection des eaux. Berne, RS 814.201.
- Conseil fédéral, 1998c. Ordonnance du 1er juillet 1998 sur les atteintes portées aux sols. Berne, RS 814.12.
- Feuille fédérale, 2002. Message concernant l'évolution future de la politique agricole (Politique agricole 2007) du 29 mai 2002. Chancellerie fédérale, FF V (02.046), 4'395–4'682.
- Frossard E., Julien P., Neyroud J.-A. et Sinaj S., 2004. Le phosphore dans les sols. État de la situation en Suisse. Le phosphore dans les sols, les engrais, les cultures et l'environnement. OFEFP, Cahiers de l'Environnement 368, Berne, 180 pp.
- Gaillard G., Daniel O., Desales A., Flisch R., Herzog F., Hofer G., Jeanneret P., Nemecek T., Oberholzer H., Prasuhn V., Ramsauer M., Richner W., Schüpbach B., Spiess E., Vonarburg U.-P., Walter T. et Weisskopf P., 2003. Agrar-Umweltindikatoren: Machbarkeitsstudie für die Umsetzung in der Schweiz. Cahier de la FAL 47.
- Hausheer J., Rogger C., Schaffner D., Keller L., Freyer B., Mulhauser G., Hilfiker J. et Zimmermann A., 1998. Ökologische und produktionstechnische Entwicklung landwirtschaftlicher Pilotbetriebe 1991 bis 1996 – Schlussbericht der Nationalen Projektgruppe Öko-Pilotbetriebe. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT), Tänikon. 170 S.
- Herzog F., Dreier S., Hofer G., Marfurt C., Schüpbach B., Spiess M. et Walter T., 2005. Effect of ecological compensation areas on floristic and breeding bird diversity in Swiss agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108(3), 189–204.
- Julien P., Niggli T. et Vorlet L., 2002. Sites d'observation pour les mesures écologiques en agriculture. Institut agricole Grangeneuve et Office de la protection de l'environnement du canton de Fribourg.
- Kanton Luzern, 2002. Verordnung über die Verminderung der Phosphorbelastung der Mittellandseen durch die Landwirtschaft. <http://www.lawa.lu.ch/verordnung703a.pdf>
- Lazzarotto P., Prasuhn V., Butscher E., Crespi C., Flühler H. et Stamm C., 2005. Phosphorus export dynamics from two Swiss grassland catchments. *Journal of Hydrology* Vol. 304, 139–150.
- Müller B., Reinhardt M. et Gächter R., 2003. High temporal resolution monitoring of inorganic nitrogen load in drainage waters. *Journal of Environmental Monitoring* 5, 1–7.
- OFAG, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Berne, Office fédéral de l'agriculture.
- OFAG, 2002. Développement des indicateurs agro-environnementaux et monitoring. Berne, Office fédéral de l'agriculture. <http://www.blw.admin.ch/rubriken/00690/index.html?lang=fr>
- OFAG, 2004. Rapport agricole. Berne, Office fédéral de l'agriculture.
- OFAG/OFEFP, 1994. Instructions pratiques pour la protection des eaux dans l'agriculture. Berne, Office fédéral de l'agriculture et Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage.
- Pfefferli S., Grar M., Nemecek T. et Gaillard G., 2001. Monitoring und Management der potenziellen Umweltwirkungen der Landwirtschaft. Machbarkeitsstudie zur zentralen Auswertung einzelbetrieblicher Ökobilanzen. Agroscope FAT Tänikon.
- Prasuhn V., Herzog F., Schärer M., Frossard E., Flühler H., Flury C. et Zraggen K., 2004. Stoffflüsse im Greifenseegebiet: Phosphor und Stickstoff. *Agrarforschung* 11 (10), 440–445.
- Schärer M., 2003. The influence of processes controlling phosphorus availability on phosphorus losses in grassland soils. Diss 15312 ETHZ. 140 S.
- Swiss No-Till, 2005. <http://www.no-till.ch>

Abréviations

AWEL	Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft du Canton de Zurich
CIPAIS	Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere
CIPEL	Commission internationale pour la protection des eaux du lac Léman contre la pollution
CO ₂	Dioxyde de carbone
DBF	Données de base pour la fumure des grandes cultures et des herbages
EAWAG	Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux
EPFZ	Ecole Polytechnique Fédérale de Zurich
EUPT	Équation Universelle des Pertes en Terre
EXTENSO	Culture extensive de céréales et de colza
GC	Grandes cultures
HESA	Haute école suisse d'agronomie
IBK	Internationale Bodenseekonferenz
IGKB	Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee
ITÖ	Institut d'écologie terrestre de l'EPFZ
LBL	Landwirtschaftliche Beratungszentrale Lindau
LEaux	Loi sur la protection des eaux
NAQUA	Réseau national d'observation de la qualité des eaux souterraines
NH ₃	Ammoniac
N ₂ O	Gaz hilarant
NO ₃ ⁻	Nitrate
OCDE	Organisation de coopération et de développement économique
OEaux	Ordonnance sur la protection des eaux
OFAG	Office fédéral de l'agriculture
OFEFP	Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage
OFEG	Office fédéral des eaux et de la géologie
OFS	Office fédéral de la statistique
OPD	Ordonnance sur les paiements directs
OPED	Office de la protection des eaux et de la gestion des déchets du Canton de Berne
OSEC	Ordonnance sur les substances étrangères et les composants
OSol	Ordonnance sur les atteintes portées au sol
OSPAR	Convention sur la protection du milieu marin de l'Atlantique Nord
PER	Prestation écologique requise
PI	Production intégrée
P ₂ O ₅	Orthophosphate
SAU	Surface agricole utile
Sfert	Surface fertilisable
SRPA	Sorties régulières en plein air
SST	Système de stabulation particulièrement respectueux des animaux
UGB	Unité de gros bétail
UGBF	Unité de gros bétail fumure
USLE	Universal Soil Loss Equation
USP	Union suisse des paysans
WSL	Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage

Publications

Publications importantes 1998–2005

2005

- Lazzarotto P., Prasuhn V., Butscher E., Crespi C., Flühler H. et Stamm C., 2005. Phosphorus export dynamics from two Swiss grassland catchments. *Journal of Hydrology* 304, 139–150.
- Lazzarotto P. Stamm C., Prasuhn V., Flühler H., 2005: A parsimonious soil-type based rainfall-runoff model simultaneously tested in four small agricultural catchments». *Journal of Hydrology* (in press)
- Lazzarotto P., 2005. Modeling phosphorus runoff at the catchment scale. Diss 15857 ETHZ. 166 pp.

2004

- Prasuhn V., 2004. Mapping of actual soil erosion in Switzerland. Eurosoil 2004, Freiburg/Breisgau, Full Paper, 10 S., Homepage Eurosoil:
http://kuk.uni-freiburg.de/hosted/eurosoil2004/full_papers/id259_Prasuhn_full.pdf
- Prasuhn V., 2004. Kartierung aktueller Erosionsschäden im Berner Mittelland. *Bulletin BGS* 27, 79–84.
- Prasuhn V. et Weisskopf P., 2004. Current approaches and methods to measure, monitor and model agricultural soil erosion in Switzerland. In: Francaviglia (Hrsg.), *Agricultural Impacts on Soil Erosion and Soil Biodiversity: Developing Indicators for Policy Analysis*. Proceedings from an OECD Expert Meeting – Rome, Italy, March 2003. 217–228.
- Prasuhn V., Herzog F., Schärer M., Frossard E., Flühler H., Flury C. et Zraggen K., 2004. Stoffflüsse im Greifenseegebiet: Phosphor und Stickstoff. *Agrarforschung* 11(10), 440–445.
- Spiess E., 2004. Ökomassnahmen und Nitratgehalt des Grundwassers. *Agrarforschung* 11(6), 246–251.

2003

- Prasuhn V., 2003. Zunahme der Bodenerosion von Ackerflächen im Winterhalbjahr? *Mitt. DBG* 102, 789–790.

2002

- Herzog F., Cornaz S., Grünig K., Lazzarotto P., Liechti P. Mural R., Mani R., Prasuhn V., Spiess E. et Stauffer W., 2002. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme – Bereich Stickstoff und Phosphor. Fünfter Zwischenbericht. Zürich, Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau. <http://www.sar.admin.ch/scripts/get.pl?fal+fcevalu/evalud.html+0+40>

2001

- Aschwanden N., Grünig K., Herzog F., Lazzarotto P., Prasuhn V., Spiess E., Stauffer W., Wüthrich C., Braun M., Cornaz S. et Liechti P., 2001. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme – Bereich Stickstoff und Phosphor. Vierter Zwischenbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- Braun M., Aschwanden N. et Wüthrich-Steiner C., 2001. Evaluation Ökomassnahmen: Abschwemmung von Phosphor. *Agrarforschung* 8, 36–41.
- Braun M., Wüthrich-Steiner C, Aschwanden N. et Denoth F., 2001. Wirkungskontrolle der Ökomassnahmen in der Landwirtschaft: Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Abschwemmung. *Statistik der Schweiz, Reihe 7: Land- und Forstwirtschaft*, Bundesamt für Statistik, Neuchâtel, 132 pp.
- Grünig K et Prasuhn V., 2001. Evaluation Ökomassnahmen: Phosphorverluste durch Bodenerosion. *Agrarforschung* 8, 30–35.
- Prasuhn V., 2001. Bodenerosionsformen und -schäden. Diaserie 15 der Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz.
- Prasuhn V. et Grünig K., 2001. Evaluation der Ökomassnahmen – Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Bodenerosion. *Cahier de la FAL* 37, Zürich, 152 pp.
- Spiess E., 2001. Phosphorbilanz der Schweiz 1999. In: *Agrarbericht 2001*, BLW, Bern.

2000

- Aschwanden N., Braun M., Grünig K., Prasuhn V., Spiess E., Stauffer W., Wüthrich C., Braun M., Cornaz S. et Liechti P. (2000) Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme – Bereich Stickstoff und Phosphor. Dritter Zwischenbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- Grünig K., 2000. Bodenerosion. Ein ökologisches Problem will gelöst werden. Schweizer Bauer, Dossier vom 16.12.00, S. 17.
- Grünig K. et Prasuhn V., 2000. Bodenerosion. Was war vor zehn Jahren anders als heute? Schweizer Bauer, Dossier vom 16.12.00, S. 19.
- Prasuhn V. et Grünig K., 2000. Bodenerosion. Mulch- und Direktsaat schützen gut. Schweizer Bauer, Dossier vom 16.12.00, S. 21.
- Prasuhn V. et Grünig K., 2000. Wirkung der Ökomassnahmen in der Schweiz auf die Gewässerbelastung durch Bodenerosion. Mitt. Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (DBG) 92, 97–100.
- Spiess E., 2000. Bilan des éléments nutritifs dans l'agriculture suisse en comparaison avec d'autres pays européens. In: Office fédéral de la statistique (Hrsg.), Reflets de l'agriculture suisse – Edition 1999, Neuchâtel. 50–55.
- Spiess E., 2000. Nutrient balances of Swiss agriculture between 1975 and 1995. In: Sapek A. (Hrsg.), Scientific basis to mitigate the nutrient dispersion into the environment. Raszyn, IMUZ – Institute for Land Reclamation and Grassland Farming. 25–35.

1999

- BLW (Hrsg.), 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Zweiter Zwischenbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- Spiess E. et Besson J.-M., 1999. Bilan de l'azote et du phosphore dans l'agriculture suisse de 1975 à 1995. Revue suisse d'Agriculture 31, 291–295.
- Spiess E., 1999. Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft für die Jahre 1975 bis 1995. Schriftenreihe der FAL 28. 46 S.
- Spiess E., 1999. Stickstoff- und Phosphorbilanz der Schweizer Landwirtschaft. Agrarforschung 6, 261–264.

1998

- BLW (Hrsg.), 1998. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Erster Zwischenbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- Braun M., Wüthrich-Steiner C., Spiess E., Stauffer W. et Prasuhn V., 1998. Wirkungskontrolle der Öko-Massnahmen im Gewässerschutz. Agrarforschung 5, 129–132.

Les cahiers de la FAL Schriftenreihe der FAL

22–37	siehe im Internet unter www.reckenholz.ch >Publikationen >Schriftenreihe der FAL voir à l'internet sous www.reckenholz.ch >Publications >Les cahiers de la FAL		
38	Ökobilanzen – Beitrag zu einer nachhaltigen Landwirtschaft Bilans écologiques: Contribution à une agriculture durable 2002 FAL-Tagung vom 18. Januar 2002 / Journée FAL du 18 janvier 2002	D/F	CHF 30.–
39	Artenreiche Wiesen Prairies à haute diversité biologique 2002 <i>Thomas Walter et al.</i>	D	CHF 30.–
40	Ausmass und mögliche Auswirkungen der Abdrift von Pflanzenschutzmitteln auf ökologische Ausgleichsflächen Dimension et possible effets de la dérive des produits phytosanitaires sur des surfaces de compensation écologiques 2002 <i>Rudolf Büchi und Franz Bigler</i>	D	CHF 20.–
41	Bodengefüge – Ansprechen und Beurteilen mit visuellen Mitteln Structure du sol – classification et évaluation visuelle 2002 <i>Jakob Nievergelt, Milan Petrusek und Peter Weisskopf</i>	D	CHF 40.–
42	Biogene VOC und Aerosole – Bedeutung der biogenen flüchtigen organischen Verbindungen für die Aerosolbildung COV biogènes et aérosols – Les composés organiques volatils biogènes et leur contribution aux aérosols 2002 <i>Christoph Spirig und Albrecht Neftel</i>	D	CHF 20.–
43	Stickstoff in Landwirtschaft und Umwelt – Probleme, Lösungswege und Perspektiven im internationalen, nationalen und lokalen Umfeld L'azote dans l'agriculture et l'environnement – Problèmes, voies de solution et perspectives à l'échelon international, national et local 2003 FAL-Tagung vom 24. Januar 2003 / Journée FAL du 24 janvier 2003	D	CHF 30.–
44	Carbon stocks and carbon sequestration potentials in agricultural soils in Switzerland 2003 <i>Jens Leifeld, Seraina Bassin and Jürg Fuhrer</i>	E	CHF 30.–
45	Forschung für den biologischen Landbau Recherche en agriculture biologique 2003 <i>Beat Boller et al.</i>	D/F	CHF 30.–
46	Von der Kontrollstation zum Nationalen Zentrum für Agrarökologie Zur Geschichte der landwirtschaftlichen Forschungsanstalt Zürich-Reckenholz 1878–2003 2003 <i>Josef Lehmann</i>	D	CHF 30.–
47	Agrar-Umweltindikatoren – Machbarkeitsstudie für die Umsetzung in der Schweiz Indicateurs agro-environnementaux – Etude de faisabilité pour la réalisation en Suisse 2003 <i>Gérard Gaillard et al.</i>	D	CHF 30.–
48	Risikoabschätzung zur landwirtschaftlichen Abfalldüngerverwertung Estimation des risques liés à l'utilisation agricole des engrais de recyclage 2003 <i>Ulrich Herter, Thomas Kupper und David Külling</i>	D	CHF 25.–
49	Forschung für die Agrarlandschaft Recherche pour les paysages agricoles 2004 FAL-Tagung vom 23. Januar 2004 / Journée FAL du 23 janvier 2004	D/E/F	CHF 30.–
50	La structure du sol – observer et évaluer Bodengefüge – Ansprechen und Beurteilen mit visuellen Mitteln 2004 <i>Gerhard Hasinger, Jakob Nievergelt, Milan Petrusek und Peter Weisskopf</i>	F	CHF 45.–
51	Umweltmonitoring gentechnisch veränderter Pflanzen in der Schweiz Monitoring environnemental en Suisse de plantes génétiquement modifiées 2004 <i>Olivier Sanvido, Franz Bigler, Franco Widmer, Michael Winzeler</i>	D	CHF 30.–
52	Integrierter und biologischer Anbau im Vergleich – Anbausystemversuch Burgrain Productions intégrée et biologique en comparaison – l'essai des systèmes de production au Burgrain 2004 <i>Urs Zihlmann et al.</i>	D	CHF 30.–
53	Ökobilanzierung des Landwirtschaftsbetriebs Bilan écologique de l'exploitation agricole 2004 <i>Dominique Rossier, Gérard Gaillard</i>	D	CHF 30.–
54	Schwermetallbilanzen von Landwirtschaftsparzellen der nationalen Bodenbeobachtung Bilans des métaux lourds sur les parcelles agricoles du réseau national d'observation des sols en Suisse 2005 <i>Armin Keller, Nicolas Rossier und André Desaulles</i>	D	CHF 30.–
55	Koexistenz verschiedener landwirtschaftlicher Anbausysteme mit und ohne Gentechnik – Konzept Concept de coexistence d'une agriculture avec et sans OGM en Suisse 2005 <i>Olivier Sanvido et al.</i>	D	CHF 30.–
56	Evaluation der Ökomassnahmen – Bereich Biodiversität Evaluation des mesures écologiques – Domaine biodiversité 2005 <i>Felix Herzog, Thomas Walter</i>	D/F	CHF 40.–