

ACIDIFICATION DE LISIER ET DE DIGESTAT A L'EPANDAGE POUR REDUCTION DES PERTES D'AZOTE PAR VOLATILISATION

Evaluation des effets agronomiques et environnementaux au champ

Action 1.1 – projet ELDA - Epandage de Lisier de porc et de Digestat Acidifiés (2023-2025)

→ Mariana Moreira¹, Daniel Hanocq¹, Anne-Sophie Lissy², Toky Ramananjatovo², Anne-Sophie Langlois¹, Lucie Poupard¹

¹Chambre d'agriculture de Bretagne, ²INRAE Transfert Metys EnVisaGES. Septembre 2025

L'acidification des effluents liquides à l'épandage peut réduire les pertes d'azote par volatilisation. Des essais ont été mis en place en Bretagne afin d'acquérir des références, adaptées aux conditions régionales, sur les effets agronomiques et environnementaux de cette technique. Les produits organiques testés ont été le lisier mixte de porc et le digestat de méthanisation. Les dispositifs expérimentaux, en bandes ou en micro-parcelles, ont permis de quantifier les pertes d'azote par volatilisation à l'épandage ainsi que de suivre l'effet de la technique sur la composition physico-chimique et l'équivalence engrais des effluents testés et sur l'évolution de certains paramètres du sol (pH, soufre et biomasse microbienne). Les résultats confirment l'efficacité de la technique à réduire les pertes d'azote par volatilisation, plus ou moins marqué en fonction des conditions météorologiques à l'épandage. Cependant, le gain d'azote ne se traduit pas nécessairement dans une amélioration de l'équivalence engrais des effluents. Les effets observés sur le pH, le soufre et la biomasse microbienne du sol n'ont pas été significatifs pour un seul apport et sur une année de suivi.

Introduction

Dans un contexte d'optimisation de la valorisation des effluents d'élevage et de renforcement des exigences environnementales, l'acidification des lisiers et digestats au moment de l'épandage semble présenter un intérêt en raison de son potentiel à réduire les émissions d'ammoniac (NH_3) et à améliorer de l'efficacité agronomique des apports organiques.

L'acidification des lisiers et digestats repose sur l'abaissement du pH par l'ajout d'un agent acidifiant, généralement à base d'acide sulfurique (H_2SO_4). En modifiant les équilibres chimiques des produits, l'acidification permet de maintenir l'azote sous forme ammoniacale (NH_4^+), réduisant ainsi les pertes par volatilisation de NH_3 jusqu'à 70 % lors de l'épandage (Fangueiro et al., 2015 ; Pedersen et al., 2017).

Cette pratique est très répandue au Danemark et est fortement encouragée en Allemagne et aux Pays-Bas. Bien qu'identifiée comme une Meilleure Technique Disponible (MTD) dans les documents européens (BREF Élevage, 2017), elle reste peu utilisée en France où la mise en œuvre des dispositifs embarqués d'acidification se limite à des projets expérimentaux ou des démonstrateurs. Or dans le contexte breton, où les systèmes d'élevage génèrent des volumes importants d'effluents et où les enjeux liés à la qualité de l'eau, à la gestion de l'azote et à la fertilité des sols sont particulièrement prégnants, l'acidification pourrait représenter une voie prometteuse pour améliorer la

durabilité des pratiques de fertilisation. En Bretagne, des questions spécifiques sur la pertinence et l'adaptabilité de cette technique sont soulevées. Les sols bretons, souvent acides et parfois un peu hydromorphes, présentent une sensibilité particulière à l'acidification, ce qui pourrait limiter l'usage de cette pratique sans ajustements techniques.

Cette étude vise ainsi à produire des références scientifiques et techniques adaptées au contexte régional, en s'intéressant à la fois aux effets environnementaux (volatilisation de NH_3), agronomiques (bilan azoté) ainsi que les impacts potentiels sur le fonctionnement des sols.

Matériel et méthode

• Dispositifs expérimentaux et effluents

Les stations expérimentales de Kerguéhennec (56) et de Crécom (22) ont été utilisées dans le cadre de cette étude au travers de six dispositifs expérimentaux mis en place en 2023 et 2024. Sur les deux stations, quatre essais en **bandes** ont été réalisés afin de mesurer la volatilisation de NH_3 dans l'air suite aux épandages de **lisier mixte de porc** (atelier naisseur-engraisseur, évacué en fin de bande) (à Crécom) ou de digestat provenant d'une unité de méthanisation composé de 47% de lisier de porc, 26% de graisses d'industrie agro-alimentaire, 11% de légumes et 7% de CIVE (à Kerguéhennec). A Kerguéhennec, deux essais en **micro-parcelles** ont été également réalisés afin de quantifier l'ensemble des éléments du bilan azoté et

de faire un suivi plus précis de l'évolution des paramètres du sol.

• Modalités d'épandage

Différentes modalités d'épandage ont été mises en place (Tableau 1).

Tableau 1 : Modalités d'épandage.

Equipement d'épandage	Rampe à pendillards (P)
	Rampe à pantins (Pat)
	Injecteur à disques (I)
Type de produit	Avec acide (A)
	Sans acide (B)
Délai d'incorporation au sol	1 heure après épandage (01)
	12 heures après épandage (12)

Ainsi, l'épandage du **produit brut** a été réalisé selon les modalités suivantes :

- Rampe à pendillards et incorporation au sol dans l'heure – **PB-01**. A Kerguéhennec en 2023, la rampe à patins Kaweco relevée à 40 cm du sol a été utilisée pour mimer une rampe à pendillards. En 2024, le dispositif Syre'N a été utilisé sur les 2 sites.
- Rampe à pendillards et incorporation au sol dans les 12 heures – **PB-12**. A Kerguéhennec en

2023, la rampe à patins Kaweco à 40 cm a été utilisée pour mimer une rampe à pendillards. En 2024, le dispositif Syre'N a été utilisé sur les 2 sites.

- Rampe à patins et incorporation au sol dans les 12 heures – **PatB**. Utilisation de Kaweco en 2023 à Kerguéhennec et de Bomech en 2023 et 2024 à Crécom.
- Injecteur à disques – **IB**. Utilisation de Samson Sd 600 en 2023 à Kerguéhennec en 2024.

De même, l'épandage du **produit acidifié** a été réalisé selon les modalités suivantes :

- Rampe à pendillards et incorporation au sol dans les 12 heures – **PA-12**, avec les mêmes équipements que PB-01.
- Rampe à patins et incorporation au sol dans les 12 heures – **PatA**, à Crécom, avec le même équipement qu'en 2023 et 2024.

Dans les dispositifs en **micro-parcelles**, le digestat a été apporté en utilisant un arrosoir pour simuler un apport pendillard (Figure 1a). La modalité injection a été faite avec l'arrosoir en un seul passage entre la roue et la charrue d'un motoculteur de façon à éviter le contact du digestat avec l'air (Figure 1b). L'enfouissement a été fait avec un motoculteur à une profondeur de 5-10 cm (Figures 1c et 1d).

a)



b)



c)



d)



Figure 1 : Apports de digestat sur le dispositif micro-parcelles de 2023 : a) "pendillard", b) "injecteur", c) et d) "enfouissement".

Pour ces dispositifs, afin de pouvoir établir une courbe de réponse de la culture à la dose d'azote apportée, différentes modalités avec apport d'engrais minéral (ammonitrate 33.5%N) ont été établies :

- En 2023 : « témoin », Min1, Min2, Min3, Min4 et Min5 correspondant à 0, 33.5, 67, 100.5, 134 et 167.5 uN,
- En 2024 : « témoin », Min1, Min2, Min3 et Min4, correspondant à 30, 60, 90, 120 et 150 uN.

Les doses d'azote à apporter encadrent la dose calculée par la méthode du bilan à partir du reliquat en azote du sol mesuré en sortie d'hiver. Pour ces modalités les apports d'engrais ont été faits à la main.

• Acidification des effluents

Pour les dispositifs en bandes, en 2023, les effluents ont été acidifiés directement dans la tonne avec de l'acide sulfurique à 30-38%. Les quantités d'acide ont été de 9 L/m³ pour le digestat et de 12 L/m³ pour le lisier.

Tableau 2 : Dispositifs expérimentaux mis en place.

Dispositif	Culture année n	Volumes épandu (m ³ /ha)	N total (kg/ha)	Modalité d'épandage
En bandes				
Lisier-2023	Maïs	25	41	PB-12, PatB, PatA
Lisier-2024	Orge de printemps	22	41	PB-12, PA-12, PatB
Digestat-2023	Maïs	25	150	IB, PB-01, PB-12, PA-12, PatB
Digestat-2024	Maïs	20	150	PB-12, PA-12
En micro-parcelles				

Digestat-2023	Maïs	25	152	IB, PB-01, PB-12, PA-12
Digestat-2024	Blé	22	115	PB, PA

En 2024, dans les deux sites, le dispositif Syre'N a été utilisé. Ce dispositif injecte directement de l'acide sulfurique à 98% dans les tuyaux qui transportent l'effluent vers les rampes à pendillards avec un pH objectif de 6,4 (Langlois et al., 2025). La quantité d'acide injectée n'est pas connue. Pour l'épandage dans les micro-parcelles, l'acide sulfurique à 30-38% a été ajouté dans l'arrosoir : 9 L/m³ en 2023 et 20 L/m³ en 2024.

• Paramètres évalués

Pour **tous les dispositifs** expérimentaux, la **composition des effluents épandus** (bruts ou acidifiés) a été analysée (matière sèche, pH, azote total, azote ammoniacal, phosphore, soufre soluble). Les **conditions météorologiques** au cours des essais ont aussi été relevées grâce à des stations météo (rayonnement global, température, humidité de l'air, vitesse et direction du vent). A chaque épandage, l'outil Agrivision'air (Projet LIFE-ABAA, 2021-2025) a été utilisé pour évaluer le risque de volatilisation de l'azote et simuler le potentiel de volatilisation en ammoniac associé à chacune des modalités d'épandage.

Pour les **dispositifs en bandes**, la **volatilisation de l'ammoniac**, au travers de l'évolution des concentrations en ammoniac de l'air, a été suivi à l'aide de capteurs passifs ALPHA, installés à différents points de mesure et différentes hauteurs (0,5 m à Kerguéhennec ; 0,3 et 0,5 m à Crécom) (figure 2). Des mâts de mesures, dits « de fond », ont été installés à environ 3 m de hauteur autour de la parcelle expérimentale pour mesurer les contaminations provenant d'une source extérieure (bâtiment d'élevage à proximité). Les mâts de fond ont été disposés sur 3 points de mesure, à environ 3 m de hauteur. Les flux d'ammoniac émis dans l'atmosphère ont été calculés à partir d'un modèle de dispersion atmosphérique, en utilisant les mesures de concentrations des capteurs ALPHA et les conditions météorologiques relevées sur les parcelles expérimentales.



Figure 2 : Capteurs passifs ALPHA.

Toujours pour les dispositifs en bandes, le **pourcentage d'effluent en surface à l'épandage** a été caractérisé grâce à la **méthode des cadres** (Projet LIFE-ABAA, 2021-2025) dans les dispositifs de 2023. Celle-ci permet d'évaluer l'efficacité des outils d'épandage à réduire la volatilisation selon les conditions d'utilisation. Cette méthode consiste à déterminer la part de sol recouverte par l'effluent

liquide après passage de l'épandeur, grâce à une échelle de notation et un cadre de mesure posé aléatoirement sur le champ, derrière le passage de l'épandeur.

Pour les **dispositifs en micro-parcelles**, les **mesures de rendement des cultures** ont été réalisées. La **valorisation de l'azote par culture** a été caractérisée. Pour le **maïs**, en 2023, au stade ensilage, 5 pieds provenant de placettes ont été broyés pour constituer un échantillon qui a ensuite été pesé en frais, mis à l'étuve et pesé en sec. L'azote total a ensuite été mesuré. Un coefficient de 1,15 a été appliqué à la totalité de l'azote absorbé de façon à considérer la partie racinaire et à obtenir l'azote total absorbé par la plante. Pour le **blé**, en 2024, des bottillons ont été récoltés dans chacune des micro-parcelles et pesés en frais. Après le comptage et la séparation des épis, la paille a été pesée puis battue en pose fixe pour récupérer les grains. La matière sèche et l'azote total de la paille et du grain ont été analysés avec la méthode Dumas. Un coefficient de 1,25 a été appliqué à la totalité de l'azote absorbé par le grain et par la paille de façon à considérer la partie racinaire et à obtenir l'azote total absorbé par la plante. Les flux d'azote ont été calculés à partir d'une récolte « machine » en utilisant le rapport paille/grain observé sur les bottillons. Les mesures d'azote absorbé par les parties aériennes du maïs ou du blé ont permis de calculer le CAU (coefficient apparent d'utilisation) et le Keq N (coefficient d'équivalence engrais azoté) pour chaque modalité.

Toujours pour les dispositifs en micro-parcelles, les **effets sur le sol** ont été caractérisés au travers de l'azote, du pH, du soufre et de la biomasse microbienne. Les **reliquats d'azote du sol** ont été analysés en sortie d'hiver et à la récolte (ensemble des micro-parcelles en 2023). Il n'y a pas eu d'analyse de reliquats d'azote après la moisson du blé en 2024 car les sols étaient très secs et le risque de biais lié au prélèvement était élevé. Les résultats de ces analyses ont permis de calculer des bilans azotés et de paramétrer l'outil Syst'N¹ pour simuler les pertes de nitrates par lixiviation. Le **pH** et le **soufre soluble** dans le sol ont aussi été analysés en sortie d'hiver et à la récolte pour les modalités témoin non fertilisé, PA-12 et PB-12 de l'essai 2023. En 2024, les prélèvements de sol ont été réalisés juste avant épandage et à chaque semaine pendant le premier mois sur les modalités PB, PA et Min-3. Sur ces échantillons, le pH eau, le soufre soluble et la **biomasse microbienne moléculaire (BMM)** ont été analysés. La BMM permet de mesurer l'abondance des microorganismes dans le sol et est obtenue par une estimation de la quantité d'ADN extraite. Le pH et le soufre soluble dans le sol ont été également analysés à la fin de l'été 2024 et en sortie d'hiver 2025 pour les modalités PB, PA et Min-3.

Résultats et discussion

• Effet de l'ajout d'acide sur la composition des effluents

¹<https://systn.ea.inrae.fr/>

Pour les dispositifs en **bandes**, le pH est descendu à 6,76 (2023) et 6,90 (2024) pour le lisier de porc après ajout d'acide. Néanmoins, pour le digestat, cette baisse du pH est peu prononcée (- 0,3 en 2023 et - 0,23 en 2024) (Tableau 3). Au moment de l'épandage, le pH était à 7,8 ce qui est loin du pH cible de 6,4. Ainsi, **l'acidification s'est révélée efficace pour le lisier de porc mais pas pour le digestat**.

La même tendance est constatée pour le digestat en **micro-parcelle** : le pH reste très élevé malgré une hausse des volumes d'acide sulfurique apportés (9 L/m³ et pH à

7,79 en 2023 ; 20 L/m³ et pH à 7,4 en 2024). La quantité d'acide apportée n'était pas suffisante pour diminuer le pH du digestat. C'est notamment le pouvoir tampon des effluents qui influencerait les quantités d'acide à ajouter. Les digestats présentant un pouvoir tampon supérieur, ils auraient des besoins en acide supérieurs aux lisiers.

Les digestats acidifiés apportent 2,7 fois plus de soufre que les digestats bruts en 2023 et 6,7 fois plus en 2024. Pour les bandes (2024), les teneurs en soufre sont passées de 1,33 à 3,34 g/kg (Tableau 3). L'augmentation de la teneur en soufre est directement liée à la quantité d'acide ajoutée.

Tableau 3 : Composition physico-chimique du lisier de porc et des digestats dans les dispositifs en bandes.

Produit	Bandes								Micro-parcelles			
	Lisier 2023		Lisier 2024		Digestat 2023		Digestat 2024		Digestat 2023		Digestat 2024	
Mod. d'épandage	Brut	Acidifié 33-38% H ₂ SO ₄ (12L/m ³)	Brut	Acidifié 96% H ₂ SO ₄ (V. non connu)	Brut	Acidifié 33-38% H ₂ SO ₄ (9L/m ³)	Brut	Acidifié 96% H ₂ SO ₄ (V. non connu)	Brut	Acidifié 33-38% H ₂ SO ₄ (9 L/m ³)	Brut	Acidifié 33-38% H ₂ SO ₄ (20 L/m ³)
MS, %	1,67	2,00	1,51	1,70	5,63	5,84	5,63	24,67	5,37	5,56	3,93	4,30
pH	8,00	6,76	7,48	6,90	8,07	7,76	8,22	7,99	8,13	7,79	8,13	7,39
C _{organique} , g/kg	na	na	4,50	4,90	na	na	na	114,5	19,0	19,4	13,1	13,9
N _{total} , g/kg	1,65	1,62	1,64	1,65	6,03	6,13	6,07	6,10	6,08	6,08	5,20	5,15
N-NH ₄ ⁺ , g/kg	1,12	1,14	1,23	1,21	4,29	4,39	4,28	4,29	4,42	4,41	3,45	3,40
N-NH ₄ ⁺ /N _{total}	0,68	0,70	0,75	0,73	0,71	0,72	0,71	0,70	0,73	0,73	0,66	0,66
P ₂ O ₅ , g/kg	na	na	0,80	0,79	na	na	na	2,37	1,79	1,82	1,35	1,36
SO ₃ , g/kg	na	na	na	na	na	na	1,33	3,34	1,20	3,28	0,89	5,72

• Effet sur la volatilisation de l'ammoniac des effluents

Le cumul d'ammoniac volatilisé a été le plus élevé pour la modalité PB-12 pour les deux dispositifs : de 12 kg/ha en 2023 et de 10,1 kg/ha en 2024 pour le lisier de porc (bandes) ; de 35 kg/ha en 2023 et de 15,4 kg/ha en 2024 pour le digestat (micro-parcelles) (Tableau 4). Le cumul est plus élevé pour les digestats car la dose d'azote épandu était plus importante (Figure 3).

Tableau 4 : Cumul d'NH₃ volatilisé pour les quatre dispositifs en bandes (kg/ha).

	2023		2024	
	Lisier	Digestat	Lisier	Digestat
PA-12	NA	6±0,41	5,5±0,69	11±1,34
PatA	1±0,09	NA	NA	NA
PB-12	12±0,11	35±0,37	10,1±0,47	15,4±1,28
PatB	6±0,09	19±0,41	5,1±0,66	NA
PB-01	NA	9±0,42	NA	NA
IB	NA	-10±0,45*	NA	NA

*difficilement explicable. NA : modalité pas présente.

L'acidification des effluents permet de diminuer la volatilisation de l'ammoniac par rapport à des effluents bruts. En effet, pour le lisier de porc, l'acidification a permis de diminuer de 83% les pertes d'ammoniac en 2023 pour un épandage avec des rampes à patins (PatB vs PatA). Cette diminution est de 46% en 2024 avec des rampes à pendillards (PB vs PA). Pour le digestat, l'acidification a permis une diminution de 83% en 2023 et de 29% en 2024 pour un épandage avec des rampes à pendillards et un enfouissement dans les 12 heures (PB-12 vs PA-12) ; pour l'enfouissement dans l'heure le gain de l'acidification est de 33% en 2023 (PB-01 vs PA-12, pas de modalité PB-01 en 2024). Les variations interannuelles constatées sont dû aux conditions climatiques.

L'efficacité de l'acidification sur la réduction de la volatilisation de l'ammoniac est donc soumise aux conditions climatiques mais également aux techniques d'épandage utilisées. En effet, en 2023, pour du digestat non acidifié, l'utilisation de rampes à patins a permis de diminuer de 43% la volatilisation de l'ammoniac par rapport à une rampe à pendillards (PB-12 vs PatB). De plus, l'incorporation au sol dans l'heure a permis de diminuer de 74% la volatilisation avec une incorporation dans les 12 heures et toujours avec du digestat non acidifié (PB-12 vs PB-01). L'injection directe reste la

modalité d'épandage la moins émissive par rapport au pendillard et au patin car elle limite le contact avec l'air. Ceci a pu être vérifié avec les cadres, où le pourcentage d'effluent en surface était de 0%, contrairement aux autres modalités.

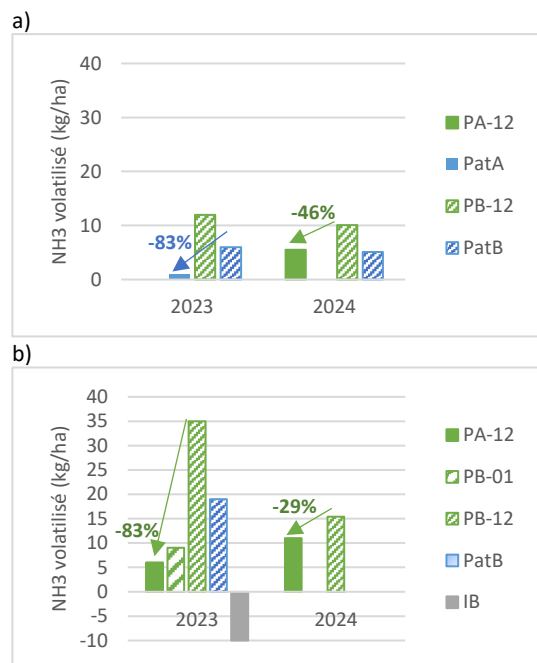


Figure 3 : Cumul d'ammoniac volatilisé en 2023 et 2024 sur les dispositifs avec du lisier de porc (a) ou du digestat de méthanisation (b).

Le jeu de données acquis au champ a permis de tester la précision de l'outil Agrivisio'Nair. Le but étant dans un premier temps de tester cet outil et d'envisager plus tard l'ajout d'un facteur « acidification » au modèle associé. Si les simulations ont été cohérentes en 2023 ($r^2 = 0,7131$), cela n'a pas été les cas en 2024. La sous-estimation pour les modalités digestat en 2024 peut être en lien avec l'indice de volatilisation associé, qui englobe la totalité de la journée, pourtant très contrastée entre la matinée (plus fraîche) et l'après-midi (chaude et ensoleillée). Aussi les caractéristiques du digestat utilisé ne sont pas proches de celles paramétrées dans l'outil qui est encore en train d'évoluer.

• Effet sur l'efficacité engrais des effluents

Le suivi des rendements et de l'azote absorbé par les cultures n'a été réalisé que sur les micro-parcelles et donc seulement sur les épandages avec digestat.

Maïs, 2023 :

La parcelle avait des quantités d'azote total disponibles très élevées que, associées à une minéralisation forte (supérieure à 190 kg N/ha), expliquent la diminution de rendement observé pour les modalités ayant reçu des apports élevés d'azote minéral (Min 4 et Min 5). Pour plus de cohérence dans les calculs de CAU et Keq N, les Min 4

et Min 5 n'ont pas été pris en compte et les courbes de réponse ont été tracées par rapport à l'azote disponible et pas par rapport à l'azote total apporté.

La mesure des Keq N est conforme aux résultats attendus : les équivalences engrais des digestats sont plus élevées pour la modalité « injection directe » et plus faibles pour les modalités « pendillard » (Tableau 5). L'enfouissement rapide après l'apport (PB-01) a amélioré l'équivalence engrais de 3% par rapport à un enfouissement tardif (PB-12). Une amélioration de 12% de l'équivalence engrais grâce à l'acidification a été observée (Tableau 5). Ainsi, l'acidification du digestat et l'injection directe ont améliorées l'efficacité engrais des digestats.

Blé, 2024 :

Les rendements ont été élevés sans différence entre le digestat brut et acidifié. L'amélioration de l'équivalence engrais du digestat avec l'acidification n'a pas été significativement différente entre modalités (Tableau 5). En effet, la culture avait atteint son niveau optimal d'absorption d'azote.

Tableau 5 : Coefficient d'équivalent engrais (KeqN) calculé sur la courbe de réponse à l'azote.

Modalité	Keq N maïs 2023	Keq N blé 2024
PA-12	52%	84%
PB-01	43%	NA
PB-12	40%	93%
GREN Bretagne	70%	60%

• Effet de l'acidification sur le pH du sol

Dans les dispositifs en bandes de Kerguéhennec, il n'a pas été constaté une diminution du pH du sol dans les modalités épandues avec le digestat acidifié. Dans les dispositifs en micro-parcelles de 2023 et de 2024, une diminution plus importante du pH du sol a été observée dans la modalité acidifiée (PA ou PA-12) au mois de septembre. Cependant les valeurs mesurées ne sont pas significativement différentes de celles des autres modalités (Tableau 6, Tableau 7). Un an après, la tendance vers une diminution du pH dans les modalités acidifiées n'a pas été vérifiée.

Tableau 6 : Valeurs de pH sur le dispositif maïs 2023.

Modalité	Avant épandage	Sept-23	Fev-24
PA-12	6,24±0,11	6,04±0,14	6,25±0,01
PB-12	6,19±0,05	6,14±0,06	6,24±0,08
0 N	6,12±0,10	6,08±0,06	6,16±0,17

Tableau 7 : Valeurs de pH sur le dispositif blé 2024.

Modalité	Avant épandage	Sept-24	Fev-25
PA	6,38±0,04	6,31±0,07	6,36±0,13
PB	6,31±0,08	6,27±0,08	6,20±0,18
Min - 3	6,27±0,03	6,33±0,06	6,29±0,10

• Effet sur le risque de lixiviation de nitrates et de soufre soluble

L'acidification ne semble pas entraîner une augmentation de la lixiviation de nitrates, qui reste similaire entre les modalités. En effet, la réduction de la volatilisation pourrait augmenter ce risque. Or, les reliquats d'azote du sol mesurés (en 2023, à la récolte du maïs) ne sont pas significativement différents entre les modalités. De plus, les simulations sur 18 ans réalisées avec l'outil Syst'N montrent que la lixiviation de nitrates moyenne dans l'ensemble du dispositif est de 62 kg NO₃/ha et que la modalité avec acidification n'a pas été significativement différente des autres modalités.

Concernant le soufre (mesuré en 2024), le digestat acidifié apporte davantage de soufre au sol que le brut (50 kg S/ha vs 7,8 kg S/ha). En effet, une semaine après l'épandage, les sols de la modalité PA-12 avaient en moyenne 27 mg/kg de plus de soufre soluble. Un an après, il n'y avait pas de différences significatives entre les modalités. Ce soufre a pu être lixivié ou valorisé par la culture (l'analyse de la teneur en soufre n'a pas été réalisée sur ces échantillons).

- **Effet sur les communautés microbiennes du sol**

En 2024, la biomasse microbienne moléculaire du sol, mesurée dans la parcelle en blé, était autour de 40 µg/g, une valeur qui correspond à celle retrouvée dans les sols agricoles qui reçoivent des produits organiques ou des engrais minéraux (RMQS, GIS-SOL, 2011). Pour une même date, il n'y a pas eu de différences significatives entre les différentes modalités.

Conclusions

L'ajout d'acide sulfurique aux effluents s'est traduit dans une augmentation de leur teneur en soufre des effluents,

et dans une moindre mesure, dans un abaissement de leur pH, surtout pour le digestat. Cette difficulté à abaisser le pH, dû au fort pouvoir tampon de ces produits, peut avoir des conséquences les conditions d'applicabilité de cette technique.

L'effet positif de l'acidification sur la réduction des émissions d'ammoniac a été constaté (jusqu'à - 83%). Cependant, en 2024, malgré l'utilisation d'un acide plus concentré, cet effet a été moins marqué qu'en 2023. L'effet sera variable en fonction des conditions météorologiques le jour de l'apport ainsi que des conditions d'humidité du sol.

La volatilisation de l'azote peut être limitée avec l'ajout d'acide mais cet azote restant dans le sol peut ne pas profiter à la culture dans un contexte de fortes fournitures d'azote par le sol. Ceci n'exclut pas la possible amélioration de l'efficacité engrais des effluents dans des sols avec des fournitures en azote plus faibles. En 2023, une augmentation de 10 % de l'efficacité engrais du digestat a été observée sur maïs. Sur blé en 2024, aucune augmentation de l'efficacité engrais du digestat n'a pu être constatée.

Il n'a pas été vérifié d'effet significatif sur le court terme d'un seul apport de digestat acidifié sur le pH, ne laissant pas supposer un besoin supplémentaire en chaux. Il n'y a pas d'effet significatif d'observé non plus sur la vie du sol, approchée par la biomasse microbienne du sol. La teneur en soufre du sol augmente logiquement avec l'apport de digestat acidifié et peut dépasser les besoins des cultures. L'effet long terme sur ces éléments, avec des apports répétés de digestat acidifié, restent à vérifier.

Références bibliographiques

- Fangueiro, D., Hjorth, M., & Gioelli, F. (2015). *Acidification of animal slurry – a review*. *Journal of Environmental Management*, 149, 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.001>
- Langlois, A.-S., Daumer, M.-L., Guingand, N., Sommier, S., & Lagadec, S. (2025). Influence des caractéristiques des effluents d'élevage sur les modalités d'acidification en vue de réduire la volatilisation d'ammoniac à l'épandage. 57es Journées de la recherche porcine, 123-124.
- Projet LIFE-ABAA, 2021-2025. <https://lifeabaa2021.eu/contexte-enjeux/>
- RMQS (2011) : Réseau de mesures de la qualité des sols. <https://www.gissol.fr/le-gis/programmes/rmqs-34>

CONTACTS



Chambre d'Agriculture de Bretagne
Mariana Moreira, Daniel Hanocq, Anne-Sophie Langlois

Le projet ELDA a bénéficié du financement du Conseil Régional Breton et a été labellisé par le RMT BOUCLAGE