

Etude des teneurs en ammoniac atmosphérique sur le canton de Lamballe



Campagne 2003
(du 2 juillet au 2 septembre 2003)

<i>Liste des Figures</i>	3
<i>Liste des tableaux</i>	3
<i>INTRODUCTION</i>	4
<i>I AIR BREIZH</i>	6
<i>II AMMONIAC ET ENVIRONNEMENT</i>	7
II-1 Le cycle de l'azote	7
II-2 Les sources d'ammoniac atmosphérique	8
II-2-1 Inventaire des émissions à l'échelle nationale	8
II-2-2 Les émissions agricoles	8
II-3 Le transport de l'ammoniac gazeux	10
II-4 Influence de la météorologie sur les teneurs en ammoniac	10
II-5 Niveau d'exposition	10
II-6 Impact des retombées d'ammoniac	11
II-6-1 Impacts sanitaires	11
II-6-1-1 Toxicité aiguë	11
II-6-1-2 Toxicité chronique	11
II-6-2 Influence sur la productivité des élevages	12
II-6-3 Impacts sur l'environnement	12
II-6-3-1 Impacts sur les écosystèmes aquatiques	12
II-6-3-2 Impacts sur les écosystèmes terrestres	13
<i>III Présentation de la zone d'étude</i>	14
III-1 Contexte général	14
III-2 Site littoral : Morieux	14
III-3 Site péri-urbain : Lamballe	15
III-4 Site rural : Maroué	15
<i>IV METHODOLOGIE</i>	15
<i>V RESULTATS ET DISCUSSION</i>	15
V-1 Le site de Morieux	16
V-1-1 Les conditions météorologiques	16
V-1-2 Les mesures d'ammoniac	17
V-2 Le site de Lamballe	21
V-2-1 Les conditions météorologiques	21
V-2-2 Les mesures d'ammoniac	23
V-3 Le site de Maroué	26
V-3-1 Les conditions météorologiques	26
V-3-2 Les mesures d'ammoniac	28
<i>CONCLUSION</i>	31
<i>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</i>	

Liste des Figures

<i>Fig.1 : Carte des AASQA du réseau Atmo (ADEME, 2003)</i>	6
<i>Fig.2 : Le cycle de l'azote – INRA</i>	7
<i>Fig.3 : Equilibre entre les différentes formes d'ammoniac (Génermont, 1998)</i>	7
<i>Fig.4 : Inventaire d'émission d'ammoniac par secteur d'activité (CITEPA 2002)</i>	8
<i>Fig.5 : Répartition des émissions d'ammoniac d'origine agricole en Europe de l'Ouest Citepa (1990)</i>	8
<i>Fig.6 : Flux d'azote généré lors de la production d'un port de 100 kg (Dourmad et al. 1999)</i>	9
<i>Fig.7 : Contribution du type de bétails à l'émission d'ammoniac (CITEPA, 2000)</i>	9
<i>Fig.8 : Retombées de l'azote ammoniacal en fonction de la distance de la source (Lallemant, 1996)</i>	10
<i>Fig.9 : Photo de l'AiRRmonia</i>	14
<i>Fig. 10 : Evolution de la température et de l'humidité relative pendant la campagne de mesure à Morieux (moyenne horaire)</i>	15
<i>Fig.11 : Vitesse et direction du vent du 2 juillet au 23 juillet 2003 sur le site de Morieux</i>	17
<i>Fig.12 : Evolution des concentrations horaires en ammoniac sur le site de Morieux</i>	17
<i>Fig.13 : Profil moyen journalier des concentrations en ammoniac sur le site de Morieux</i>	18
<i>Fig. 14 : Valeurs moyennes horaires pour les concentrations en ammoniac, la force du vent, et les températures pour le site de Morieux</i>	19
<i>Fig. 15 : Rose des concentrations en NH₃ du 02/07/03 au 23/07/03 à Morieux</i>	19
<i>Fig. 16 : Profil journalier moyen des concentrations en polluants mesurées par le laboratoire mobile à Morieux</i>	21
<i>Fig. 17 : Evolution de la température et de l'humidité relative pendant la campagne de mesure à Lamballe (moyenne horaire)</i>	22
<i>Fig. 18 : Vitesse et direction du vent (exprimées en %) du 23 juillet au 02 août 2003 sur le site de Lamballe</i>	22
<i>Fig.19 : Evolution des concentrations horaires en ammoniac sur le site de Lamballe</i>	23
<i>Fig. 20 : Profil moyen journalier des concentrations en ammoniac sur le site de Lamballe</i>	24

<i>Fig.21 : Valeurs moyennes horaires pour les concentrations en ammoniac, la force du vent, et les températures pour le site de Lamballe</i>	24
<i>Fig. 22 : Rose des concentrations moyennes horaires en NH₃ du 23/07/03 au 02/08/03 à Lamballe</i>	25
<i>Fig. 23 : Rose des vents pour les valeurs supérieures au percentile 95 (%)</i>	26
<i>Fig. 24 : Evolution de la température et de l'humidité relative pendant la campagne de mesure à Maroué (moyenne horaire)</i>	27
<i>Fig. 25 : Vitesse et direction du vent du 19 août au 2 septembre sur le site de Maroué</i>	27
<i>Fig.26 : Evolution des concentrations horaires en ammoniac sur le site de Maroué</i>	28
<i>Fig. 27 : Profil moyen journalier des concentrations en ammoniac sur le site de Maroué</i>	29
<i>Fig. 28 : Rose des concentrations moyennes horaires en NH₃ du 19/08/03 au 02/09/03 à Maroué</i>	29
<i>Fig. 29: Rose des vents pour les valeurs supérieures au percentile 95 (en %)</i>	28
<i>Fig. 30 : Evolution des concentrations horaires en ammoniac durant la campagne de mesure 2003</i>	31

Liste des tableaux

<i>Tab.1 : Teneurs en ammoniac dans les exploitations agricoles allemandes (Seedorf et Hartung 1999)</i>	11
<i>Tab.2 : Relation entre le niveau d'exposition à l'ammoniac et les effets toxiques sur l'homme.</i>	12
<i>Tab.3 : Données météorologiques sur le site de Morieux</i>	16
<i>Tab.4 : Récapitulatif des campagnes précédentes</i>	18
<i>Tab.5 : Synthèse des mesures du laboratoire mobile pour la campagne de Morieux</i>	20
<i>Tab.6 : Données météorologiques sur le site de Lamballe</i>	22
<i>Tab.7 : Synthèse des mesures du laboratoire mobile pour la campagne de Lamballe</i>	26
<i>Tab.8 : Données météorologiques sur le site de Maroué</i>	27
<i>Tab.9 : Synthèse des mesures du laboratoire mobile pour la campagne de Maroué</i>	30

INTRODUCTION

L'évolution récente de l'agriculture s'est traduite par l'utilisation de méthodes de production plus intensives, une forte augmentation des rendements agricoles et une spécialisation des exploitations. Cette évolution a conduit à une concentration importante des animaux dans quelques régions d'élevage et à une augmentation de la quantité de déjections qui devient difficile à gérer (Martinez et Le Bozec 2000). Pour l'essentiel, ces déjections animales font l'objet d'épandages sur les terres agricoles. Ce recyclage traditionnel par le sol et la plante constitue le premier traitement naturel et un outil de résorption en même temps que de valorisation de ces effluents.

Cependant, ces pratiques sont la source d'une pollution azotée importante qui prend principalement la forme de nitrates dans l'eau, de protoxyde d'azote (gaz à effet de serre) et d'ammoniac dans l'air. La volatilisation de l'ammoniac (NH_3) contribue à un transfert de l'azote contenu dans les effluents d'élevage vers l'atmosphère et induit potentiellement des effets variés sur la santé humaine et animale (asthme, bronchites chroniques, diminution des performances zootechniques) et sur les écosystèmes naturels (eutrophisation par enrichissement du milieu en azote, acidification).

Le Plan Régional pour la Qualité de l'Air (PRQA) fixe comme prioritaire les actions entreprises pour connaître et réduire l'exposition des Bretons à la pollution d'origine agricole. L'étude, réalisée sur la communauté de communes de Lamballe durant l'été 2003 par Air Breizh, vise à améliorer nos connaissances sur l'atmosphère en milieu rural et plus particulièrement sur les teneurs en ammoniac retrouvées dans une zone de forte productivité agricole.

I AIR BREIZH

La surveillance de la qualité de l'air breton a débuté à Rennes en 1986. L'ASQAR, l'association alors chargée de cette surveillance, s'est régionalisée en décembre 1996, devenant AIR BREIZH. Depuis dix-huit ans, le réseau de surveillance s'est régulièrement développé, et dispose aujourd'hui de stations de mesures sur une dizaine de villes bretonnes.

Air Breizh est l'une des 40 associations françaises de surveillance de la qualité de l'air, constituant le dispositif national ATMO. Ces associations loi 1901, agréées par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD), sont aujourd'hui implantées dans toutes les villes de plus de 100 000 habitants.

Les missions d'Air Breizh sont de :

- ✓ **Mesurer** en continu les polluants urbains nocifs (SO₂, NO_x, CO, O₃ et Poussières) dans l'air ambiant
- ✓ **Informer** les services de l'Etat, les élus, les industriels et le public, notamment en cas de pic de pollution
- ✓ **Etudier** l'évolution de la qualité de l'air au fil des ans et vérifier la conformité des résultats par rapport à la réglementation

Afin de répondre aux missions qui lui incombent, Air Breizh compte 8 salariés et présente un budget annuel de l'ordre de 900 000 euros, financé à hauteur de 44% par l'Etat (via des subventions directes ou la réaffectation de la Taxe Générale sur les Activités Polluantes payée par les industriels en fonction de la quantité de leurs rejets dans l'atmosphère), 25% par les collectivités locales, 25% par les industriels, et 6% via des prestations et produits financiers.

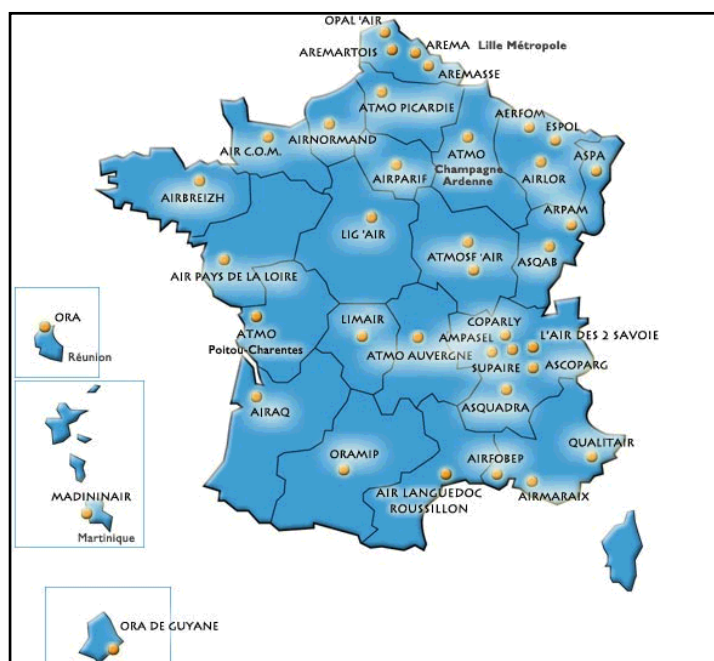


Fig.1 : Carte des AASQA du réseau Atmo (ADEME, 2003)

II AMMONIAC ET ENVIRONNEMENT

Dans les conditions normales de température et de pression, la molécule NH_3 existe sous forme gazeuse « ammoniac » ($\text{NH}_3 \text{ g}$) et sous forme dissoute « ammoniacque » en solution ($\text{NH}_3 \text{ aq} \Leftrightarrow \text{NH}_4^+$).

II-1 Le cycle de l'azote

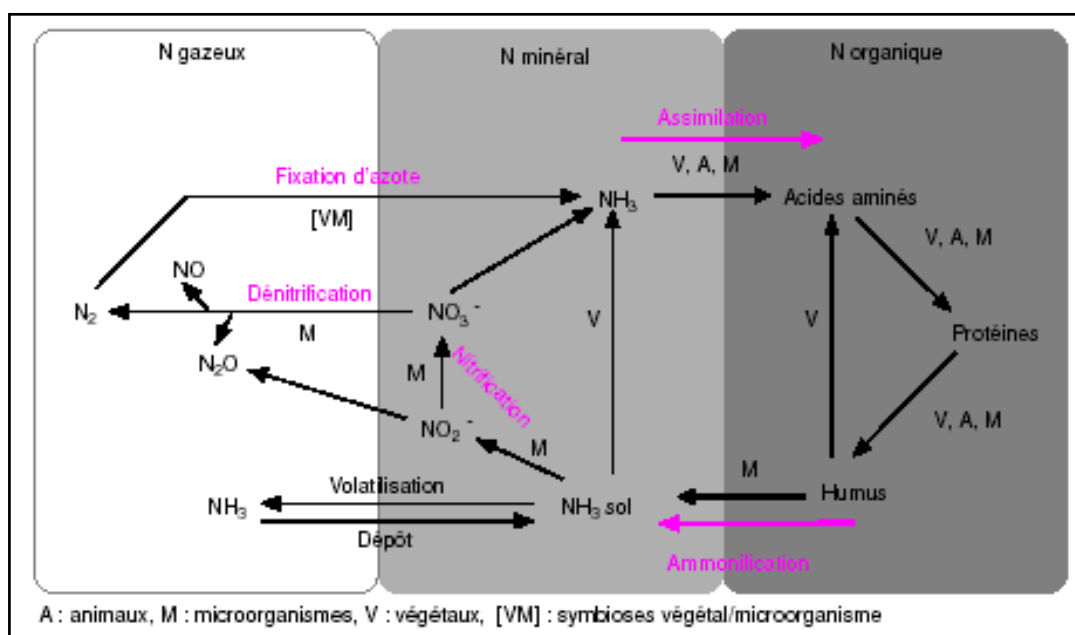


Fig.2 : Le cycle de l'azote – INRA

Lors des processus naturels, l'ammoniac présent dans le sol est issu de la dégradation de la matière organique en humus et de son ammonification par des micro-organismes. La volatilisation de cette molécule obéit à différents équilibres chimiques décrits dans la figure 3. Les émissions d'un écosystème peu ou pas perturbé par l'homme atteignent quelques kg de NH_3 par hectare et par an (Luebs et al, 1973).

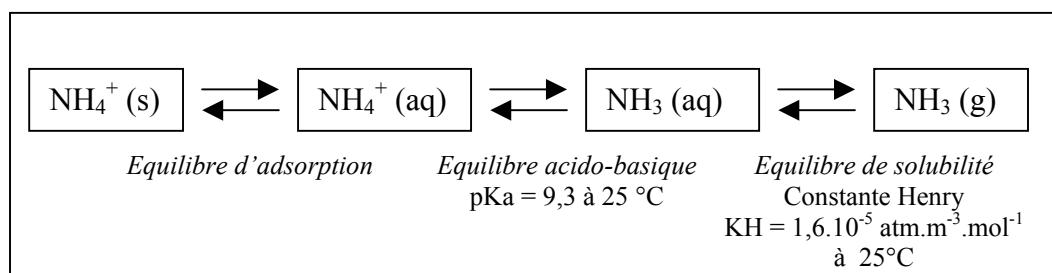


Fig.3 : Equilibre entre les différentes formes d'ammoniac (Génermont, 1998)

Par son expansion démographique et géographique, l'Homme a transformé les écosystèmes naturels et a modifié le cycle de l'azote. Dans les zones densément peuplées où les activités humaines et particulièrement agricoles sont importantes, on observe une accumulation de l'azote.

II-2 Les sources d'ammoniac atmosphérique

II-2-1 Inventaire des émissions à l'échelle nationale

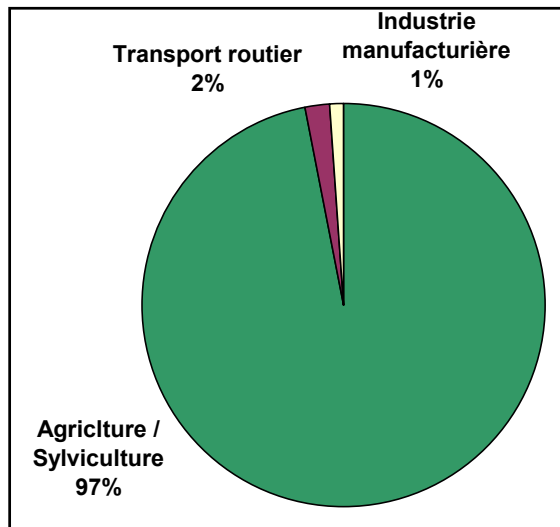


Fig.4 : Inventaire d'émission d'ammoniac par secteur d'activité (CITEPA 2003)

L'inventaire des émissions de polluants atmosphériques, réalisé régulièrement par le CITEPA, implique majoritairement l'agriculture et la sylviculture comme source d'ammoniac dans l'air avec des rejets de l'ordre de 761 kt en 2002.

Le second pôle émetteur (12,4 kt en 2002) est le transport routier dont la part devrait être grandissante dans les années à venir avec la généralisation des pots catalytiques. En effet, lors de l'étape de réductions des oxydes d'azote grâce au rhodium, de l'ammoniac peut se former.

Enfin les rejets de l'industrie manufacturière sont stables depuis plus de 20 ans (5,6 kt en 2002).

II-2-2 Les émissions agricoles

En évaluant à l'échelle mondiale les entrées et sorties d'azote dans le système Sol - Plante - Animal, Van der Hoek (1998) arrive à la conclusion que l'efficacité d'utilisation de l'azote est de 60% pour la production végétale mondiale et de 10,5% pour la production animale mondiale.

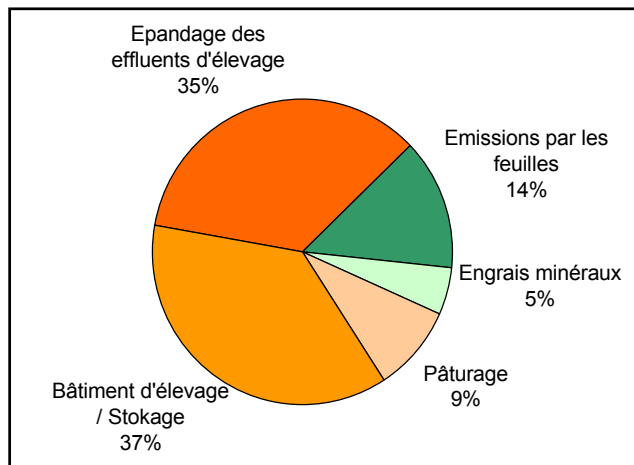


Fig.5 : Répartition des émissions d'ammoniac d'origine agricole en Europe de l'Ouest Citepa (1990)

Ainsi, l'élevage (secteurs en teinte orange sur la figure 5) représente environ 80 % des émissions d'ammoniac et les cultures seulement 20% (secteurs en teinte verte sur la figure 5).

L'azote ammoniacal provient essentiellement des déjections animales car il est issu de l'hydrolyse de l'urée contenue dans l'urine, en présence d'uréase, enzyme fécale produite en milieu anaérobie par les micro-organismes. Cette origine est valable pour les moutons, les bovins, les porcs, les chevaux et autres équidés. En revanche, pour les volailles le précurseur de l'ammoniac est l'acide uréique (Sommer et al, 2001).

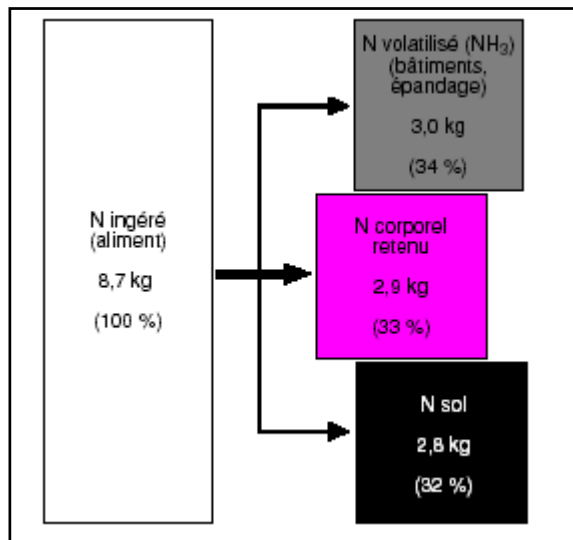
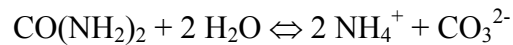


Fig.6 : Flux d'azote généré lors de la production d'un porc de 100 kg (Dourmad et al. 1999)

L'analyse des émissions d'ammoniac par type d'élevage en France (figure 7) souligne l'importance de l'élevage bovin puisqu'il représente près de 46% des rejets; la part additionnel pour les volailles et les porcs est respectivement de 20% et 8%.

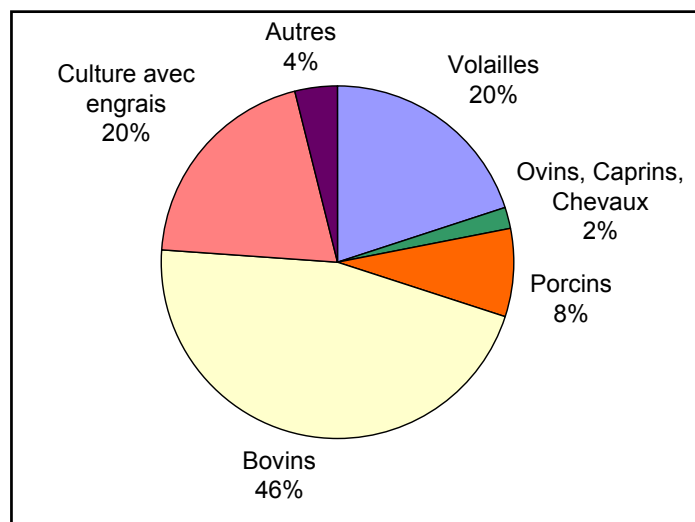


Fig.7 : Contribution du type de bétails à l'émission d'ammoniac (CITEPA, 2000)

Cette répartition est due à l'importance du cheptel français car les concentrations en azote ammoniacal dans les déjections animales sont pourtant plus élevées pour les volailles (5,93 g d'azote ammoniacal total par kg de lisier) et pour les porcs (3,66 g/kg) que pour les bovins (1,63 g/kg).

La Bretagne représente environ 19 % des émissions nationales d'ammoniac dans l'atmosphère (pour 5 % de la surface du territoire). Il s'agit de la première région émettrice en raison de la présence des plus fortes concentrations d'élevages de porcins et de volailles. Avec près de la moitié du cheptel français porcin, les problématiques liées aux émissions du lisier de porc sont importantes.

II-3 Le transport de l'ammoniac gazeux

Le transport et le dépôt de l'azote ammoniacal s'effectuent sous deux formes :

- ✓ les dépôts secs correspondent au retour de l'ammoniac au sol soit sous forme gazeuse directement (NH_3g), soit adsorbé sur des aérosols (NH_4HSO_4 , $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, NH_4NO_3)
- ✓ les dépôts humides surviennent lors de précipitations. En effet, NH_3g se solubilise facilement dans gouttelettes d'eau pour donner NH_4^+ .

Selon l'état dans lequel se trouve l'azote ammoniacal, sa durée de vie peut fortement varier dans l'air. C'est ainsi que l'ammoniac sous la forme NH_3 (g) a une durée de vie relativement courte dans l'atmosphère (de l'ordre de 4 à 5 jours) alors qu'il est établi que les particules contenant des sels d'ammonium ont un temps de résidence plus long et une dispersion plus grande.

Selon le constat réalisé dans les Côtes d'Armor par R. Lallemand en 1996, on peut établir le schéma ci-dessous :

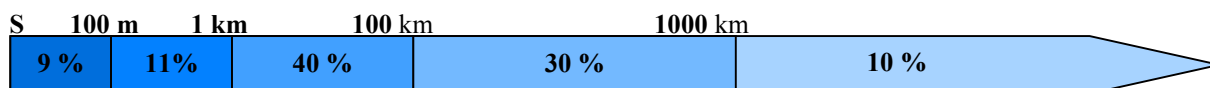


Fig.8 : Retombées de l'azote ammoniacal en fonction de la distance de la source (Lallemand, 1996)

II-4 Influence de la météorologie sur les teneurs en ammoniac

La température de l'air joue un rôle important dans les émissions d'ammoniac atmosphérique en déplaçant au profit de la phase gazeuse l'équilibre de solubilité. Néanmoins, certaines études n'ont pu aboutir à une telle relation (Burkhart et al, 1998). En effet, la température n'est pas le seul paramètre à prendre en compte. Le vent, selon sa direction et sa force, induit soit une dispersion des molécules s'il est fort soit une augmentation des concentrations en ammoniac par advection s'il est faible et en provenance d'une source. De plus, l'humidité peut contribuer à la diminution des teneurs d'ammoniac contenu dans l'air en favorisant sa solubilisation dans les aérosols liquides puis son élimination dans les gouttelettes d'eau lors d'évènements pluvieux. Cependant ce dernier paramètre n'est que très peu documenté et la relation n'est pas clairement démontrée (Levilly R., 2003).

II-5 Niveau d'exposition

Pour les sites, éloignés des infrastructures de transport et des zones d'activité agricole, un niveau de concentration de l'ordre de $0,3 - 3 \mu\text{g.m}^{-3}$ est usuellement observé. Ces valeurs représentent la concentration en ammoniac **d'écosystèmes non perturbés**. L'ammoniac y est produit par des sources naturelles, comme la végétation (Portejoie et al. 2002).

Les concentrations mesurées en **zone urbaine** peuvent atteindre des niveaux importants. Löflund et al. ont mesuré une concentration maximum de $28 \mu\text{g.m}^{-3}$ dans une ville de Bavière. Thöni et al. ont relevé des concentrations variant entre $164 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $248 \mu\text{g.m}^{-3}$ dans un tunnel d'autoroute en Suisse. Ces concentrations élevées sont dues au trafic automobile, elles sont liées à la densité du trafic (Löflund et al., 2002) et à la composition du parc routier (taux de véhicule équipés avec des pots catalytiques).

Les concentrations mesurées à proximité **d'activités agricoles** présentent une gamme de variation importante. La diversité des pratiques agricoles permet notamment d'expliquer ces différences. Dans les régions d'agriculture extensive, la concentration reste de l'ordre du microgramme par mètre cube (Thöni et al., 2003). Alors que pour des régions où se pratique d'agriculture intensive, la concentration atteint fréquemment 30 à $60 \mu\text{g.m}^{-3}$ près des bâtiments d'élevage (Roadman et al., 2003) et peut atteindre $1\,000 \mu\text{g.m}^{-3}$ sous le vent d'un épandage de lisier (Glorennec et al., 2000).

De plus, les mesures effectuées au sein même des exploitations révèlent des niveaux d'exposition bien supérieurs à ceux dans l'air ambiant et pouvant même atteindre 20mg.m^{-3} dans certaines exploitations de volaille.

Valeurs d'exposition			
Elevage allemand	$\leq 10 \text{mg.m}^{-3}$	$14-28 \text{mg.m}^{-3}$	$> 35 \text{mg.m}^{-3}$
Bovin	82 %	18 %	
Volaille	44 %	31 %	25%
Porcin	43 %	41 %	16 %

Tab.1 : Teneurs en ammoniac dans les exploitations agricoles allemandes (Seedorf et Hartung 1999)

II-6 Impact des retombées d'ammoniac

II-6-1 Impacts sanitaires

En temps normal, on trouve dans l'organisme de faibles quantités d'ammoniac, sous-produit du métabolisme des protéines qui est éliminé sous forme d'urée.

Les principales parties exposées à l'ammoniac gazeux sont les voies respiratoires via l'inhalation car la majeure partie de l'ammoniac est arrêtée au niveau des voies aériennes supérieures en raison de sa forte solubilité (Glorennec, 1998). D'autres modes d'exposition sont le derme et la muqueuse oculaire par contact direct. Avec l'humidité, l'ammoniac gazeux va se dissocier pour former l'hydroxyde d'ammoniac NH_4OH , responsable de l'attaque caustique de la peau et des muqueuses.

II-6-1-1 Toxicité aiguë

L'exposition à de forte concentration d'ammoniac produit chez l'homme une irritation puis des lésions caustiques des muqueuses oculaires, des voies respiratoires et de la peau. Il est également connu pour être un neurotoxique, perturbant la transmission de l'influx nerveux.

II-6-1-2 Toxicité chronique

L'exposition répétée ou prolongée à l'ammoniac peut favoriser l'apparition d'infections broncho-pulmonaires et est incriminée dans l'apparition de certaines maladies (asthme, bronchites chroniques) aussi bien chez l'homme que chez l'animal.

Concentrations mg.m ⁻³ Ppm		Effets	Durée d'exposition	Sources
0,1	0,15	Concentration de référence (pas de risque)	Toute la vie	US EPA
0,36 0,22	0,5 0,3	MRL Minimal Risk Level	< 14 j > 14 j	ATSDR
3,5	5	Odeur perceptible par certains individus		EFMA-IFA 90
18	25	V.M.E	Valeur moyenne d'exposition 8 h	INRS 92
28 – 36	20 – 50	Irritation oculaire	Tolérable 2h	EFMA-IFA 90
36	50	V.L.E	Valeur Limite d'exposition 15 min.	INRS 92
87 – 100	125 - 142	Irritation nasale et des voies respiratoires	1 h	EFMA-IFA 90
140	200	Maux de tête, nausée		EFMA-IFA 90
3500 – 8400	5000 – 12000	Spasme respiratoire, Asphyxie, mortel	Quelques minutes	OMS

Tab.2 : Relation entre le niveau d'exposition à l'ammoniac et les effets toxiques sur l'homme.

II-6-2 Influence sur la productivité des élevages

L'ammoniac est incriminé dans la diminution des performances zootechniques observées dans certains cas, lors d'expositions à des teneurs en NH₃ de 50 ppm et plus. Chez des porcelets, Drummond et al (1980) ont observé une réduction du gain moyen quotidien (GMQ). Même à faible concentration, l'ammoniac semble influencer sur les performances de reproduction des truies et plus particulièrement l'apparition de la puberté chez les cochettes (Malayer et al. 1988, Cole et al 1996).

L'ensemble des problèmes et risques exposés ici dans les élevages porcins sont aussi mis en évidence en aviculture avec des effets similaires à ceux cités pour le porc. Tout ceci a conduit à l'installation de dispositifs de ventilation, à la vidange plus fréquente des pré-fosses et, plus généralement, à des normes d'élevage (ventilation, densité, valeur d'expositions).

II-6-3 Impacts sur l'environnement

II-6-3-1 Impacts sur les écosystèmes aquatiques

Les conséquences de la présence excessive d'azote dans les écosystèmes aquatiques sont multiples et varient en fonction de la nature du milieu.

Pour les **eaux courantes dulçaquicoles**, le risque essentiel est représenté par l'excès d'ammoniac. En effet, les études de toxicité aiguë font état d'une CL 50 (concentration induisant la mort de la moitié des individus exposés) de 0,2 mg/l à 0,5 mg/l chez les poissons. Les salmonidés sont plus sensibles que les cyprinidés. L'ammoniac provoque notamment des lésions branchiales et une baisse de l'affinité de l'hémoglobine pour l'oxygène pouvant induire la mort des espèces sensibles par asphyxie.

Pour les **eaux douces stagnantes**, le risque d'intoxication aiguë est plus marqué en été car la hausse des températures entraîne l'augmentation de la photosynthèse. Ce phénomène,

s'accompagne d'une augmentation du pH qui privilégie la forme NH_3 (toxique) aux ions ammonium (NH_4^+). En outre, ce milieu peut-être également sujet à eutrophisation. En effet, un enrichissement conjoint en azote et en phosphore des eaux est responsable de l'augmentation de la biomasse végétale. Cette biomasse sédimente et la dégradation bactérienne consomme l'oxygène dissous du milieu qui devient progressivement anoxique (état de dystrophie).

En **milieu marin**, hormis le cas particulier de pollution ponctuelle, le brassage de l'eau et l'importance de la dilution évitent les risques de toxicité aiguë. En revanche, les eaux côtières n'échappent pas aux phénomènes de dystrophie. L'excès de nutriment favorise la prolifération d'algues « opportunistes » entraînant des troubles que l'on peut classer en 2 grands groupes (Fera, 1989) :

- Les marées vertes : liées à des macrophytes telles que les ulves et les entéromorphes ;
- Les eaux colorées : liées à des microphytes, phytoplancton de différentes familles, diatomées, dinoflagellés, dont certaines espèces synthétisent des toxines.

II-6-3-2 Impacts sur les écosystèmes terrestres

Pour **les plantes**, l'excès d'ammoniac entraîne une détérioration des conditions de nutrition minérale et une modification des populations végétales avec l'installation d'espèces opportunistes nitrophiles au détriment d'espèces rares préalablement présentes dans les écosystèmes sensibles (tourbières, marais, ...).

De plus l'absorption importante d'azote ammoniacal se traduit par des teneurs foliaires élevées en azote et divers dérèglements physiologiques. Dans ces conditions, les arbres sont réputés devenir plus sensibles aux facteurs de stress comme le gel, la sécheresse, l'ozone, les insectes ravageurs et les champignons pathogènes (Roelofs 1986, Skellington et Wilson 1988, Fangmeier et al 1994).

Au niveau **des sols**, l'ammoniac participe à hauteur de 25 % au phénomène d'acidification (évaluation Dobris, AEE, 1995). Son mode d'action est plutôt indirect avec la nitrification par les micro-organismes (*Nitrosomonas* puis *Nitrobacter*) de NH_4^+ en nitrate ou l'absorption racinaire de NH_4^+ . Ces 2 phénomènes libèrent des protons (H^+) qui induisent une baisse de la capacité d'échange cationique du sol par la libération de cations essentiels pour la nutrition végétale (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+}) au profit de l'aluminium, élément toxique pour certaines espèces. Potentiellement, cela concerne tout particulièrement les écosystèmes forestiers montagnards dont le substratum est pauvre en minéraux (les Vosges, les Ardennes, le Massif central et le Massif armoricain) mais aussi quelques zones de plaine (sables du sud du bassin parisien, Landes de Gascogne)(Badeau et al 1999).

III Présentation de la zone d'étude

III-1 Contexte général

Comme prévu dans le Plan Régional pour la Qualité de l'Air, cette étude a pour objectif de caractériser les concentrations d'ammoniac sur divers sites des Côtes d'Armor. En raison de l'importance de l'agriculture bretonne au niveau nationale (12% de la production française), il s'agit d'une problématique forte pour notre région.

Clé de voûte de cette activité, les productions animales intensives structurent toujours l'ensemble de la filière agroalimentaire régionale. La Bretagne se place au premier rang de la production porcine avec 56 % du volume national. Les départements bretons sont de loin les quatre premiers producteurs de l'hexagone avec en tête les Côtes-d'Armor ce qui en fait également le premier département émetteur de France d'ammoniac dans l'air avec 44,2 kt en 1995 (CITEPA).

Suite à une première campagne de mesure en 2002, il a été décidé de poursuivre les mesures sur le canton de Lamballe. Cette zone présente les densités de population d'animaux d'élevage les plus élevées du département et une concentration humaine importante avec la ville de Lamballe (environ 11 000 habitants). De plus, l'analyse des orientations technico-économiques des exploitations agricoles de ce canton révèle une surreprésentation des élevages de granivores (particulièrement émettrices d'ammoniac) qui représente 43 % des exploitations contre 18 % à l'échelle des Côtes-d'Armor.

Dans le but d'obtenir une représentativité maximale de nos résultats à l'échelle de la communauté de commune, nous avons réalisé nos mesures sur 3 sites aux caractéristiques géographiques et socio-économiques différentes.

III-2 Site littoral : Morieux



Ce site est localisé sur la commune de Morieux, au niveau de l'estuaire du Gouessant, à 750 mètres de la plage. La topographie du site consiste en un vallon encaissé aboutissant sur la baie de Saint-Brieuc. Du fait de cette topographie et de la proximité à la mer, ce site est influencé par l'air marin (brise de mer).

Les algues vertes qui prolifèrent dans cette baie émettent de l'ammoniac lors de leur décomposition sur les plages. Nous essaierons d'évaluer si ce phénomène a un impact sur la qualité de l'air.

III-3 Site péri-urbain : Lamballe



En périphérie Ouest de Lamballe, ce site est localisé en terrain plat et découvert, sur une pelouse en bordure de la piste de course du haras national, derrière le ruisseau, le Gouessant. Plusieurs sources potentielles d'ammoniac se trouvent à proximité de ce site : un abattoir, une station de traitement des eaux usées, la voie express N12 contournant la ville par le sud et des porcheries en bordure de Lamballe.

Ce site fait front aux vents dominants, provenant majoritairement du sud-ouest pendant l'année. Localisé sous le vent des abattoirs et de la N12, il sera sensible aux apports d'ammoniac des masses d'air arrivant sur la ville.

III-4 Site rural : Maroué



Ce site est situé sur la commune de Maroué, au Sud-Ouest de Lamballe. Le laboratoire mobile est installé sur la pelouse de la Maison des associations, bordée de jardins privés et d'un champ de maïs.

Les mesures réalisées l'année dernière ont démontré des concentrations particulièrement élevées en ammoniac sur cette petite commune entourée d'élevages porcins.

Ce site a de nouveau été retenu pour l'étude de cette année afin de compléter et valider les données acquises en 2002.

IV METHODOLOGIE

La campagne de mesure s'est déroulée durant l'été 2003, du 2 juillet et 2 septembre. Le laboratoire mobile d'Air Breizh a été successivement installé sur les 3 sites d'investigations. Il permet de suivre en continu les concentrations des principaux polluants réglementés (NO_x , SO_2 , O_3), les conditions météorologiques (humidité relative, température, force et direction du vent) et la teneur en ammoniac grâce à un analyseur spécifique : l'AiRRmonia. Les analyses ont été suspendues du 4 août au 19 août car le camion laboratoire a subi des dégradations matériels.

L'AiRRmonia est un appareil développé depuis octobre 2001 par la société hollandaise Mechatronics.

La technique consiste à récupérer l'ammoniac contenu dans l'air par l'intermédiaire d'une membrane spécifique à ce gaz. Dans un premier temps toutes les molécules gazeuses à échantillonner sont solubilisées dans une solution absorbante acide. Dans un second temps, l'ammoniac est collecté de manière sélective (rôle de la membrane) puis mesuré par conductimétrie.

L'analyseur a été calibré deux fois durant la période de mesure à l'aide de deux solutions d'ion ammonium (NH_4^+) à 50 ppb et 500 ppb.



Fig.9 : Photo de l'AiRRmonia

V RESULTATS ET DISCUSSION

Cette partie se propose de réaliser la synthèse des résultats recueillis sur chaque site et de souligner les fait marquants de la campagne.

V-1 Le site de Morieux

V-1-1 Les conditions météorologiques

D'après les données départementales de Météo France, le temps du mois de juillet est caractérisé par des températures supérieures aux normales saisonnières, avec une période de forte chaleur durant la deuxième décennie jusqu'au 15. Au niveau des précipitations, quelques violentes averses localisées les 15 et 16 ainsi que des pluies fines le 17 et le 22, compensent un temps sec le reste du mois. Enfin, l'insolation est globalement déficitaire avec tout de même neufs journées particulièrement ensoleillées entre le 7 et le 20.

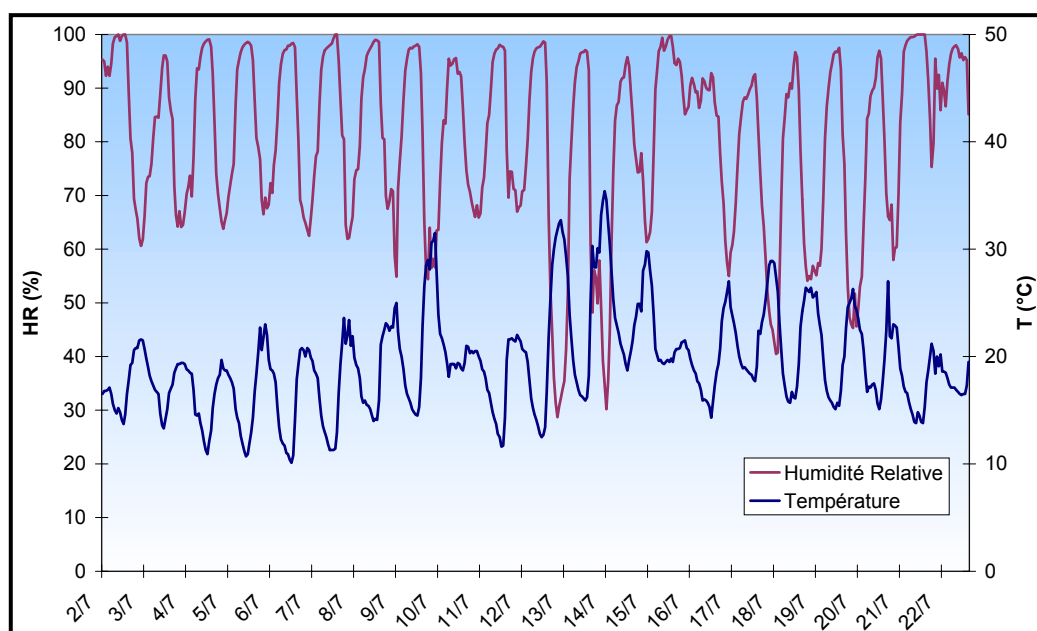


Fig. 10 : Evolution de la température et de l'humidité relative pendant la campagne de mesure à Morieux (moyenne horaire)

Température (°C)			Humidité relative (%)			Vitesse de vent (m.s ⁻¹)		
Moy.	Max	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.
19,40	35,40	10,10	80,40	100	28,70	0,90	3,42	0,03
	le 14 à 16 h	le 7 à 5h	les 3,8,16,21,22		le 13 (13h)		le 14 à 11h	le 16 à 4h

Tab.3 : Données météorologiques sur le site de Morieux

Les mesures locales recueillies par le laboratoire mobile corroborent les données de Météo France (cf. fig. n°10 et Tab.3) puisque les températures maximales se retrouvent du 10 au 15 juillet et que le 100% d'humidité relative apparaît le 16 et le 22 dénotant des précipitations.

La rose des vents (cf. Fig.11) permet de reporter la fréquence des vents en fonction de leurs directions. Cette dernière met en évidence trois directions dominantes :

- ❶ Est à Sud-Est (36% des observations),
- ❷ Nord à Nord Nord-Est (26%),
- ❸ Ouest Sud-Ouest à Ouest (18%).

D'après la géographie du site, la première direction correspond à une brise de terre et les deux autres à une brise de mer.

En étudiant de manière plus précise la répartition des vents en fonction de l'heure de la journée, on note que les relevés nocturnes (de 00h à 8h TU) s'orientent d'Est-Sud-Est à Sud-Est dans 62 % des cas. Cette surreprésentation de ce secteur de vent correspond à une brise de terre marquée pendant la nuit qui est un phénomène bien connu en bord de mer. En revanche, la prédominance des vents de mer durant le jour n'a pas été mise en évidence et les trois directions sont bien représentées entre 9h et 23h (TU).

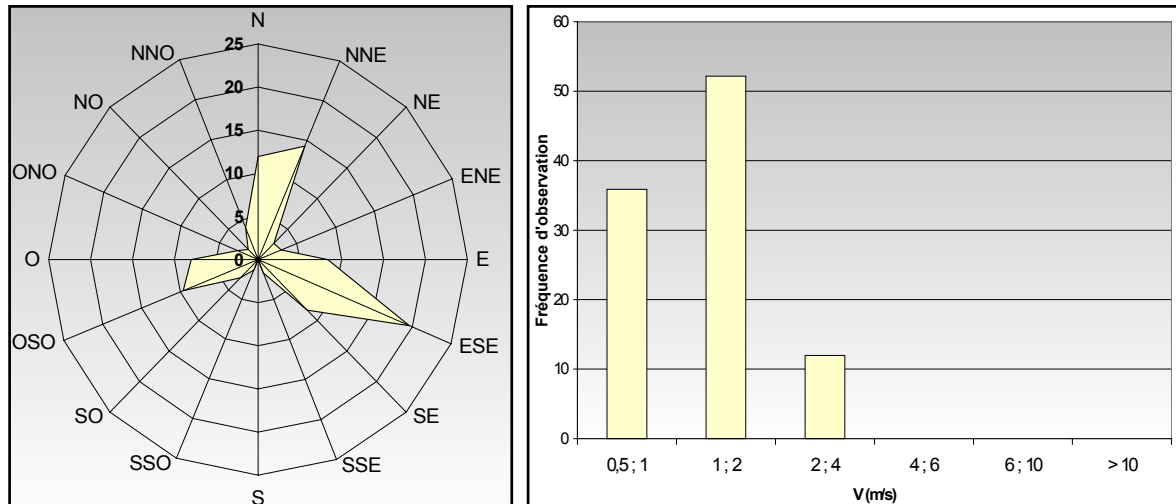


Fig.11 : Vitesse et direction du vent(en%) du 2 juillet au 23 juillet 2003 sur le site de Morieux

Enfin la force du vent est relativement faible car sa vitesse est très majoritairement comprise entre 0,5 et 2 m.s⁻¹ (vent calme à très légère brise).

V-1-2 Les mesures d'ammoniac

✓ Observations générales

Durant la période du 2 juillet au 23 juillet 2003, les concentrations en ammoniac atmosphérique ont varié de 1 µg.m⁻³ à 224 µg.m⁻³ pour une valeur moyenne de 37 µg.m⁻³.

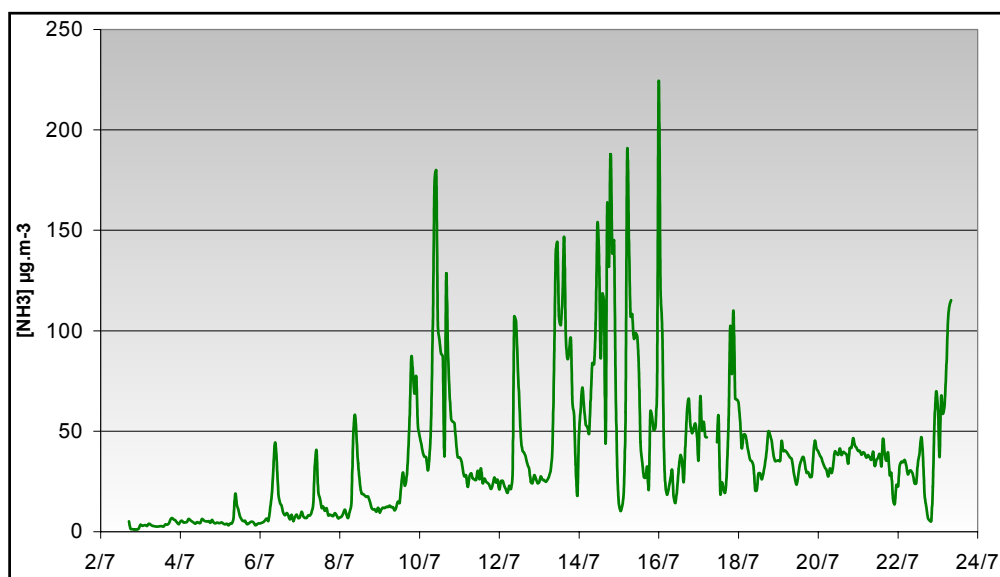


Fig.12 : Evolution des concentrations horaires en ammoniac sur le site de Morieux

Les premières journées sont marquées par des concentrations relativement faibles et des valeurs maximales régulières (8h et 9h TU). A partir du 10 juillet, le caractère redondant des profils de concentration disparaît, ils deviennent anarchiques, et les moyennes grimpent (moyenne journalière maximale de $95 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ le 14 juillet). A compter du 19 juillet, les moyennes journalières restent fortes mais ne dépassent pas $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Bien que toutes les journées ne présentent pas les mêmes variations de concentrations, il est intéressant de dégager un profil moyen pour l'ensemble de la campagne.

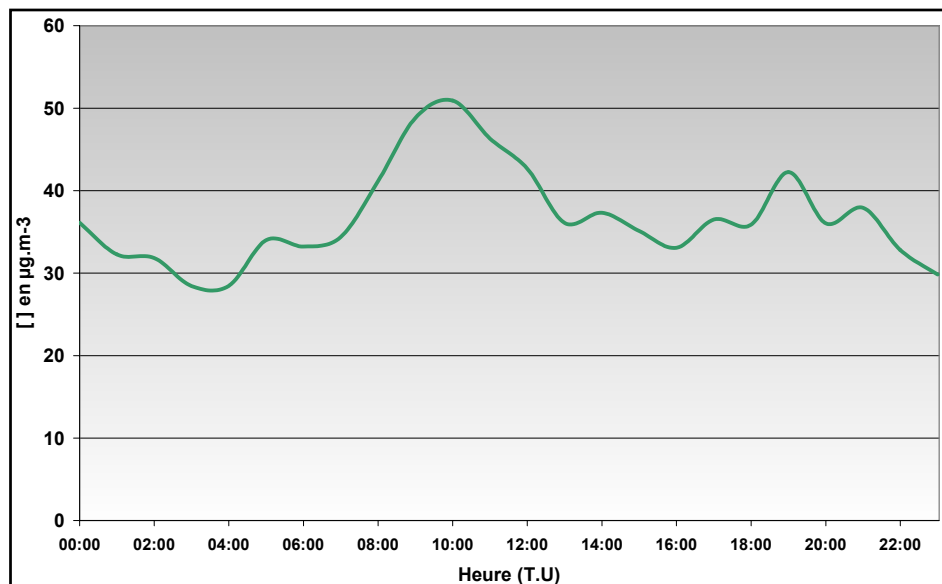


Fig.13 : Profil moyen journalier des concentrations en ammoniac sur le site de Morieux

Selon l'étude réalisée par Erisman et al en 2001 aux Pays-Bas, il existe 2 types de variations journalières selon si l'on se trouve dans une zone de forte ou de faible émission. Dans le premier cas, les valeurs maximales sont atteintes au petit matin car il s'agit de la période avec la plus grande stabilité de l'atmosphère, permettant ainsi l'accumulation de l'ammoniac. Dans le second cas, le transport de l'ammoniac depuis les zones émettrices dans la journée favorise une augmentation progressive des concentrations alors que les conditions stables de la nuit accentuent les dépôts secs d'ammoniac.

Dans le cadre de notre campagne de mesure, nous observons une concentration moyenne horaire maximale entre 9 heures et 10 heures en temps universel soit entre 7 heures et 8 heures en heure légale. Nous pouvons donc supposer que nous sommes dans une zone globalement émettrice.

Par ailleurs, les valeurs sont relativement fortes par rapport aux mesures réalisées par le passé (Levilly R., 2003) et reprises dans le tableau ci-dessous :

Lieu	Concentration en NH_3 ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)			Période	Commentaire
	Moyenne	Max	Min		
ESCRennes	2,4	8,9	0,4	13/04/02 au 21/05/02	Site urbain
Clos Courtel	9,4	39,2	0,7	18/06/02 au 01/07/02	Site périurbain
Lamballe (parc)	11,9	103,7	0,4	03/06/02 au 10/06/02	Site périurbain
Lamballe (piscine)	13,2	123,9	2,1	10/06/02 au 17/06/02	Site périurbain
Maroué	76,2	327,7	4,3	27/05/02 au 03/06/02	Site rural

Tab.4 : Récapitulatif des campagnes précédentes

✓ Influence de la météorologie sur les teneurs en ammoniac

Nous avons souhaité connaître quels étaient les éléments météorologiques influençant le plus les teneurs en ammoniac sur le site de Morieux durant le mois de juillet 2003. Pour cela, nous avons établi les profils moyens journaliers pour les concentrations en ammoniac, la vitesse du vent et les températures (cf. fig. 14). Nous constatons dans un premier temps, que la hausse des concentrations en ammoniac, le matin, coïncide avec l'augmentation des températures et avec un renforcement du vent. Cependant, alors que l'ammoniac amorce une décroissance rapide (à partir de 10h), la température continue de monter jusqu'à atteindre 24 °C à 16h, et le vent se stabilise autour d'une valeur relativement faible de 1,5 m.s⁻¹.

Ainsi, il ne semble pas qu'un paramètre particulier conditionne les teneurs en ammoniac dans l'air.

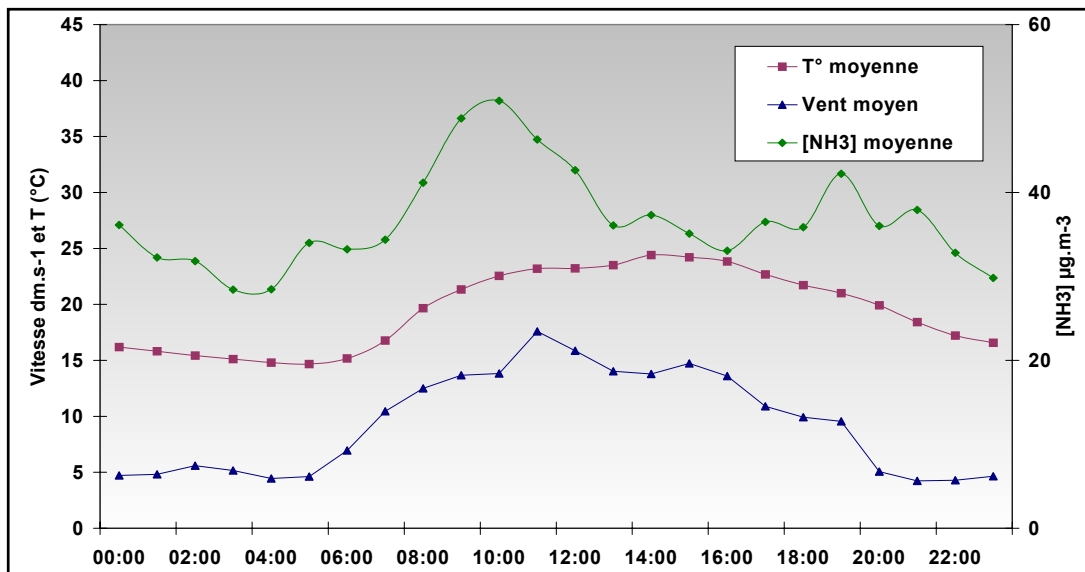


Fig. 14 : Valeurs moyennes horaires pour les concentrations en ammoniac, la force du vent, et les températures pour le site de Morieux

Autre facteur essentiel à la compréhension des phénomènes de pollution : la direction des vents. Pour étudier cet élément, nous avons regroupé les données obtenues par secteurs de vent de 22,5°. A l'intérieur de chaque secteur, nous avons moyenné les valeurs des concentrations en NH₃ afin d'obtenir une rose des concentrations (cf. Fig. 15).

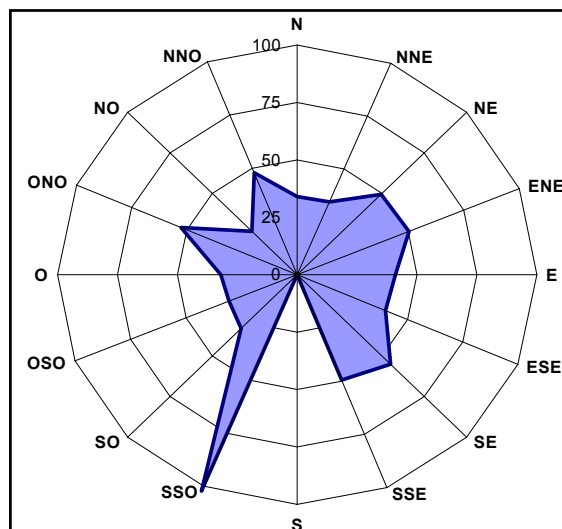


Fig. 15 : Rose des concentrations en NH₃ du 02/07/03 au 23/07/03 à Morieux

La figure 15 révèle que les vents de Sud Sud-Ouest sont accompagnés de concentrations en ammoniac particulièrement élevées soulignant la présence d'une source potentielle dans cette direction. Cependant, ce résultat est à prendre avec précaution puisqu'il ne correspond qu'à 0,8% des observations.

Un autre fait marquant est l'homogénéité des concentrations moyennes quelque soit la provenance des vents. Cela semble indiquer que la concentration moyenne calculée ($37 \mu\text{g.m}^{-3}$) lors de la campagne s'approche du niveau de fond de la zone.

Etudes des « pics » de concentrations

Afin de caractériser les « pics » de concentrations en ammoniac, nous considérons les valeurs supérieures au percentile¹ 95 (P95). L'étude des moyennes de ces valeurs « extrêmes » démontrent que les fortes concentrations sont associées à des valeurs d'humidité relative plus faibles (64%) et à des températures plus fortes ($26,2^\circ\text{C}$) que celles de l'ensemble des mesures. En revanche, aucune direction de vent n'est clairement marquée. La décomposition des algues échouées sur les plages au Nord du point de mesure ne semble pas avoir d'influence sur les niveaux d'ammoniac.

✓ **Interactions entre polluants atmosphériques**

Sur l'ensemble de la campagne de mesure, le site de Morieux n'a pas connu d'événement de pollution majeur. En effet les concentrations horaires maximales en oxydes d'azote et en dioxyde de soufre n'ont pas excédé respectivement $48 \mu\text{g.m}^{-3}$ (en équivalent NO_2 ²) et $18 \mu\text{g.m}^{-3}$. Seul l'ozone, en raison des conditions particulièrement favorables à sa formation (ensoleillement et températures importantes), a connu des valeurs assez fortes autour de $150 \mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne horaire les 13 et 14 juillet. Cependant ces mesures restent en dessous du seuil de recommandation et d'information fixé à $180 \mu\text{g.m}^{-3}$ sur une heure par le décret du 15 février 2002.

Valeur horaire	Ozone $\text{O}_3 \mu\text{g.m}^{-3}$	Oxyde d'azote $\text{NOx} \mu\text{g.m}^{-3}$ (eq NO_2)	Dioxyde soufre $\text{SO}_2 \mu\text{g.m}^{-3}$	Ammoniac $\text{NH}_3 \mu\text{g.m}^{-3}$
Maximum	163	48	18	223,88
Minimum	2	0	0	1,07
Moyenne	60	10	3	36,6

Tab.5 : Synthèse des mesures du laboratoire mobile pour la campagne de Morieux

¹ Percentile 95 : Valeur pour laquelle 95% des concentrations mesurées sont inférieures.

² 1ppb $\text{NOx} = 1,913 \mu\text{g.m}^{-3}$ NOx (équivalent NO_2)

Comme pour les facteurs météorologiques, les concentrations de polluants ont été moyennées par tranche horaire afin de représenter pour chacun d'entre eux un profil journalier (cf. Fig. 16).

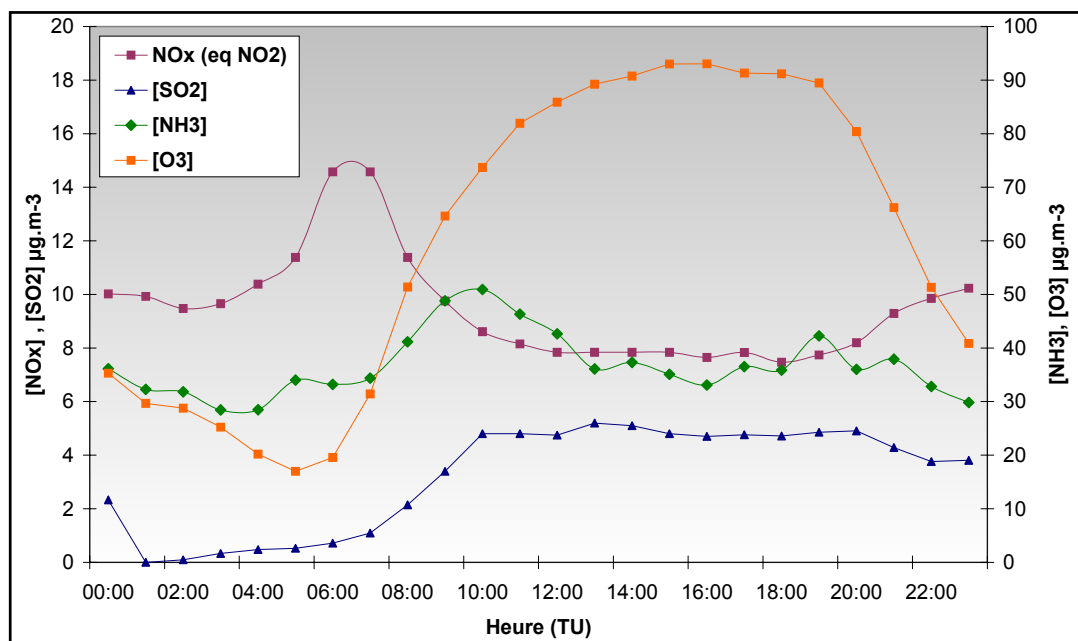


Fig. 16 : Profil journalier moyen des concentrations en polluants mesurées par le laboratoire mobile à Morieux

Le graphique ci-dessus met en évidence l'anti-corrélation qu'il existe dans les cycles de pollution photochimique entre les oxydes d'azote et l'ozone, mais ne permet pas de dégager une quelconque relation entre l'ammoniac et les autres polluants. Nous aurions pu attendre une diminution des concentrations en NH₃ lorsque les concentrations en oxyde d'azote ou en dioxyde de soufre sont maximales par nucléation des molécules entre elles et formation d'aérosols (NH₄HSO₄, (NH₄)₂SO₄, NH₄NO₃).

✓ Conclusion

Au regard des résultats précédemment cités, il apparaît que le site de Morieux est soumis à un niveau de pollution à l'ammoniac relativement élevé mais représentatif de la situation de fond car quelque soit la direction du vent les concentrations sont homogènes et aucune source ne peut-être clairement identifiée.

V-2 Le site de Lamballe

V-2-1 Les conditions météorologiques

D'après les données départementales de Météo France, la dernière décade du mois de juillet est caractérisée par des températures avoisinant les normales saisonnières et par le passage d'une succession de perturbations entraînant des averses localisées. Le mois d'août débute par des températures légèrement plus chaudes que les normales avant que ne commence réellement l'épisode de canicule le 3. Enfin, l'insolation est globalement supérieur aux normales de saison.

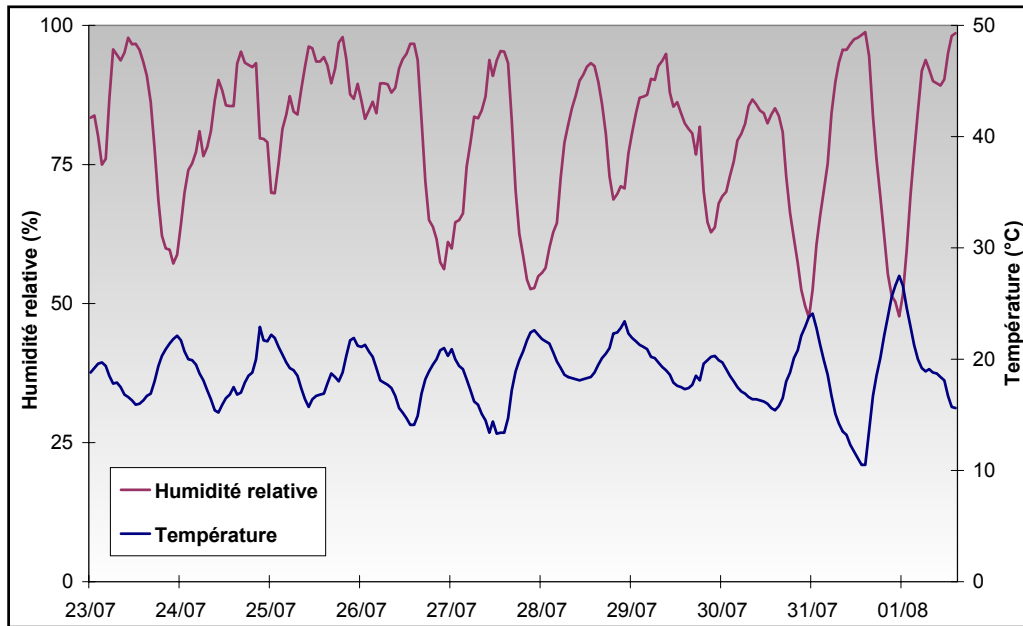


Fig. 17 : Evolution de la température et de l'humidité relative pendant la campagne de mesure à Lamballe (moyenne horaire)

Température (°C)			Humidité relative (%)			Vitesse de vent (m.s ⁻¹)		
Moy.	Max	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.
18,7	27,5	10,5	80,4	98,8	47,5	2,2	5,3	0,1
	le 1/8 à 15h	le 1/8 à 4h		le 1/8 à 6h	le 31/7 à 5h		le 25/7 à 10h	le 28/7 à 2h

Tab.6 : Données météorologiques sur le site de Lamballe

La température moyenne recueillie du 23 juillet au 2 août à Lamballe est légèrement inférieure à celle calculée pour le site de Morieux, en raison de valeurs maximales plus faibles. L'humidité relative moyenne est égale à la précédente, bien que les variations soient de plus faibles ampleurs.

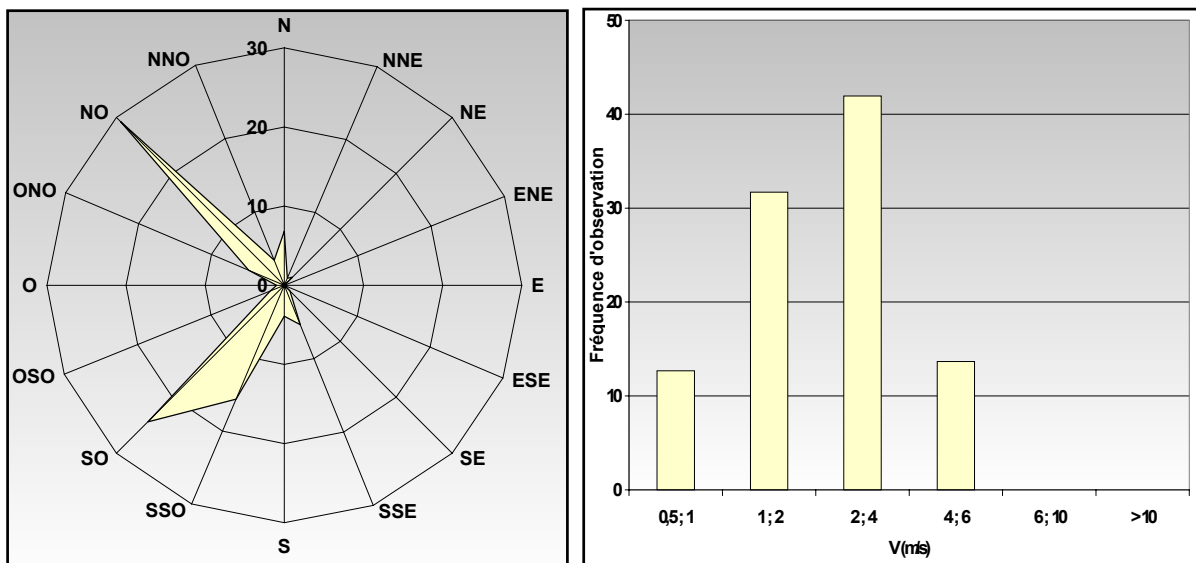


Fig. 18 : Vitesse et direction du vent (exprimées en %) du 23 juillet au 02 août 2003 sur le site de Lamballe

L'étude de la rose des vents souligne que la ville de Lamballe est principalement balayée par un flux de Sud-Ouest (dans 38% des cas) en accord avec le régime dominant en Bretagne et par des vents de Nord-Ouest (dans 26% des cas) correspondant à une brise de mer. En revanche les vents d'Est ne sont que très peu représentés avec 2% des observations.

La force du vent est plus soutenue que pour la campagne à Morieux avec des vitesses comprises majoritairement entre 2 et 4 m.s⁻¹, pour les 2 directions dominantes.

V-2-2 Les mesures d'ammoniac

✓ Observations générales

Durant la période du 23 juillet au 2 août 2003, les concentrations en ammoniac atmosphérique ont varié de 5,7 µg.m⁻³ à 155,3 µg.m⁻³ pour une valeur moyenne de 58,1 µg.m⁻³. Bien que les valeurs extrêmes soient moins marquées que sur le site de Morieux, le niveau moyen est supérieur.

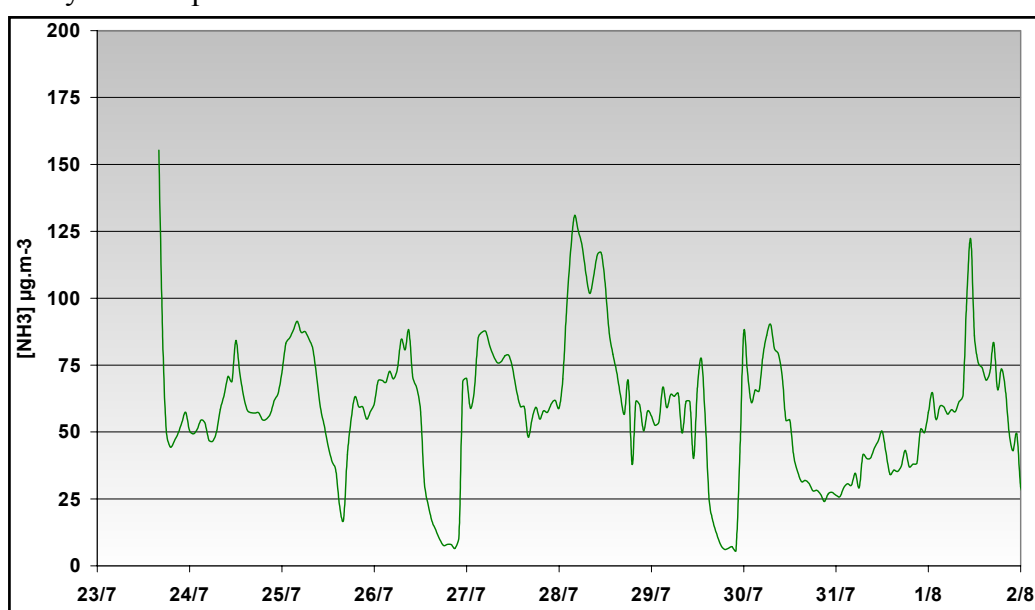


Fig.19 : Evolution des concentrations horaires en ammoniac sur le site de Lamballe

Lors des dix jours de campagne, les concentrations maximales sont observées durant la nuit et au petit matin (moyenne horaire de 131 µg.m⁻³ le 28 juillet à 04h) alors que les minimales apparaissent dans l'après-midi et en début de soirée (moyenne horaire de 6 µg.m⁻³ le 29 juillet à 22h TU).

L'évolution journalière des concentrations (cf. Fig. 20) permet de dégager un profil correspondant à une région fortement émettrice d'ammoniac (Erisman et al en 2001). En effet les conditions atmosphériques stables de la nuit entraînent une accumulation de polluants qui seront ensuite éliminés durant la journée avec des mouvements de masses d'air plus important. La période d'accumulation est plus longue que celle observée pour les sites de Morieux en 2003 et de Rennes en 2002 (Levilly 2003) car elle débute plus tôt dans la nuit.

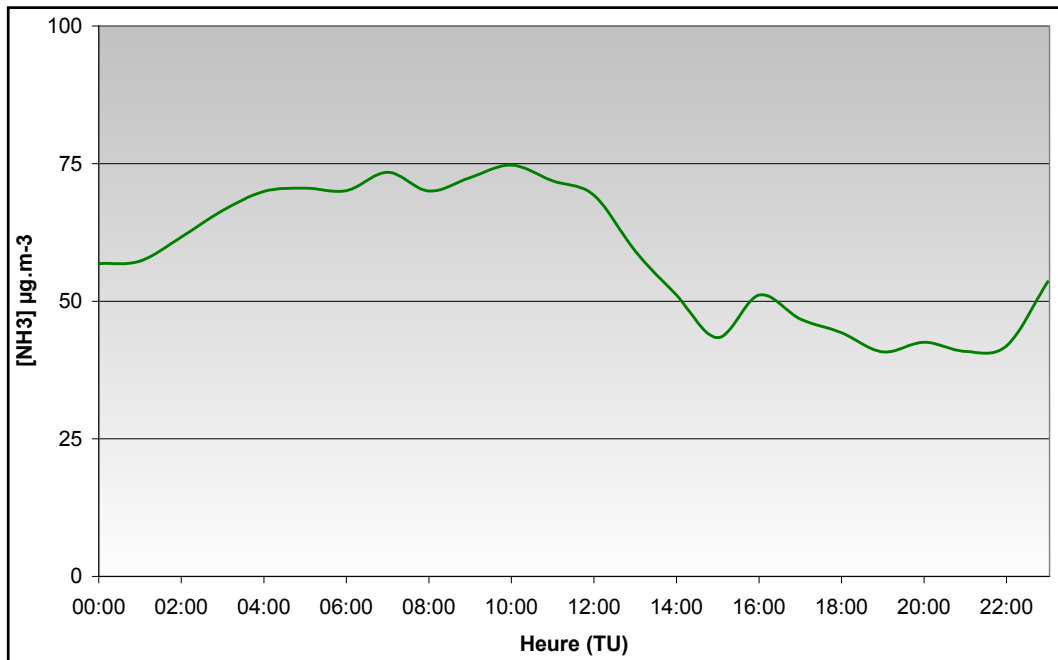


Fig. 20 : Profil moyen journalier des concentrations en ammoniac sur le site de Lamballe

✓ Influence de la météorologie sur les teneurs en ammoniac

Comme l'illustre la figure 21, il est difficile de déterminer si l'un des facteurs influence de manière significative les teneurs en ammoniac atmosphérique. Il semble que la température ne joue aucun rôle, en raison, peut-être, d'une faible amplitude thermique au cours de la journée. En revanche, nous notons une certaine opposition entre le profil de la vitesse de vent et celui des concentrations en NH_3 , à certains moments de la journée (de 0h à 6h).

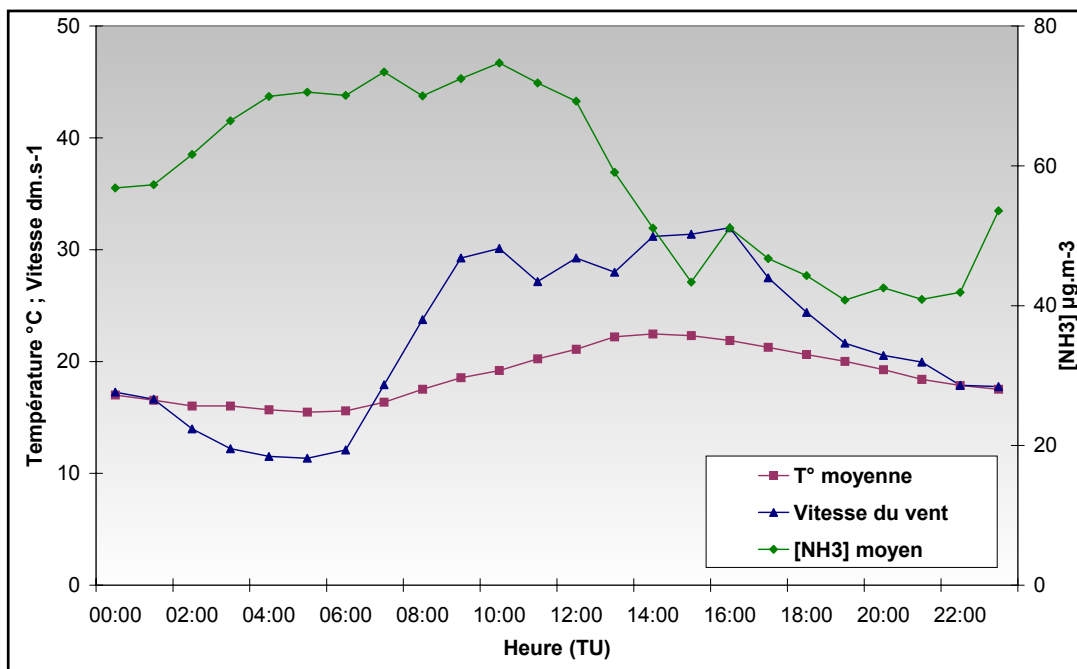


Fig.21 : Valeurs moyennes horaires pour les concentrations en ammoniac, la force du vent, et les températures pour le site de Lamballe

Autre facteur essentiel à la compréhension des phénomènes de pollution, la direction des vents. Pour étudier cet élément, nous avons regroupé les données obtenues par secteurs de vent de 22,5°. A l'intérieur de chaque secteur, nous avons moyenné les valeurs des concentrations en NH₃ (cf. Fig.22).

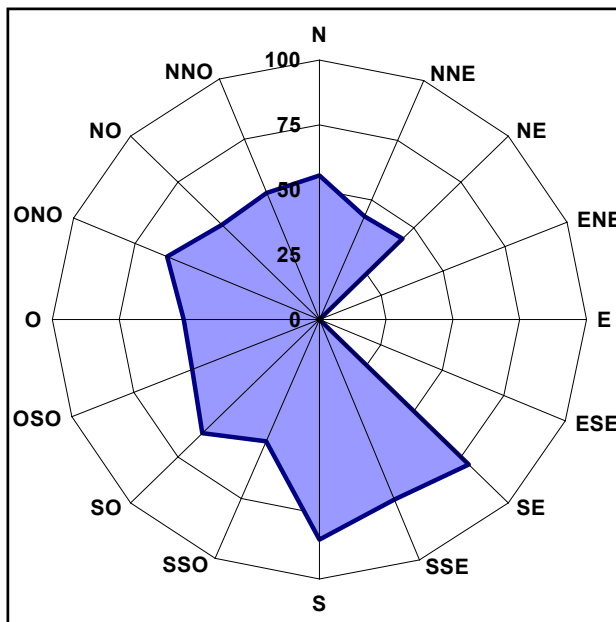


Fig. 22 : Rose des concentrations moyennes horaires en NH₃ du 23/07/03 au 02/08/03 à Lamballe

La rose de concentration met en évidence deux faits importants. Dans un premier temps, le site semble placé dans un environnement assez chargé en ammoniac avec des concentrations moyennes supérieures à 50 µg.m⁻³ quelque soit la direction des vents, hormis le secteur Est qui n'est pas représenté. Nous observons ensuite des teneurs particulièrement élevées (> 75 µg.m⁻³) pour des vents orientés de Sud-Est à Sud.

Etudes des « pics » de concentrations

Afin de préciser nos résultats, nous considérons les valeurs supérieures au percentile 95. Les moyennes de température (17,3 °C) et d'humidité relative (79 %) pour ces valeurs ne sont pas significativement différentes des moyennes de l'ensemble des mesures (cf. tab.6). En revanche, la figure 23 indique clairement qu'il existe des sources d'ammoniac au Sud-Ouest. Il apparaît que ces sources sont ponctuelles dans le temps puisque la direction Sud-Ouest coïncide également avec les concentrations minimales relevées en ammoniac.

De plus, il ne faut pas négliger l'importance des situations sans vent représentant 20% des observations (pic du 28 juillet à 4 heures du matin) et dénotant la présence d'une source d'émission à proximité des capteurs.

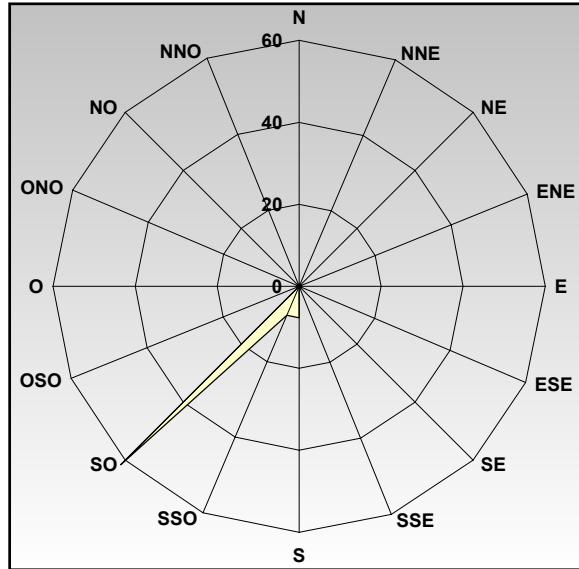


Fig. 23 : Rose des vents pour les valeurs supérieures au percentile 95 (%)

✓ **Les autres polluants atmosphériques**

Valeur horaire	Ozone O ₃ µg.m ⁻³	Oxyde d'azote NOx µg.m ⁻³ (eq NO ₂)	Dioxyde soufre SO ₂ µg.m ⁻³	Ammoniac NH ₃ µg.m ⁻³
Maximum	87	134	13	155,3
Minimum	0	8	0	5,7
Moyenne	48	16	2	58,1

Tab.7 : Synthèse des mesures du laboratoire mobile pour la campagne de Lamballe

Lamballe n'a pas connu d'événement de pollution important du 23 juillet 2003 au 02 août 2003. Les niveaux d'ozone ont été inférieurs à ceux enregistrés sur Morieux lors du mois de juillet en raison de températures plus faibles et d'un ensoleillement réduit avec le passage de plusieurs perturbations fin juillet. Par contre, les teneurs en oxyde d'azote sont supérieures en raison de la proximité de sources d'émissions comme les voies de circulation automobile (N12, D102, D768) ou la zone industrielle.

✓ **Conclusions**

A l'issue de cette campagne de mesure, il apparaît que le site de Lamballe a été soumis à un niveau moyen de pollution à l'ammoniac relativement élevé mais représentatif de la situation de fond avec tout de même la présence potentielle d'une source au Sud-Ouest.

V-3 Le site de Maroué

V-3-1 Les conditions météorologiques

Il revient à la mémoire de tous que la première quinzaine du mois d'août 2003 fut marqué par un épisode caniculaire. La campagne de mesure en débutant le 19 août et en se terminant le 2 septembre, s'est déroulée dans des conditions météorologiques conformes aux normales de saison avec, tout de même, un déficit de précipitation.

Température (°C)			Humidité relative (%)			Vitesse de vent (m.s ⁻¹)		
Moy.	Max	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.
17,9	28,7	7,8	80,1	100	44	1,2	3,7	0,1
	le 27/8 à 16h	le 2/9 à 6h		les 24/8, 27/8	le 25/8 à 14h		le 20/8 à 12h	le 29/8 à 20h

Tab.8 : Données météorologiques sur le site de Maroué

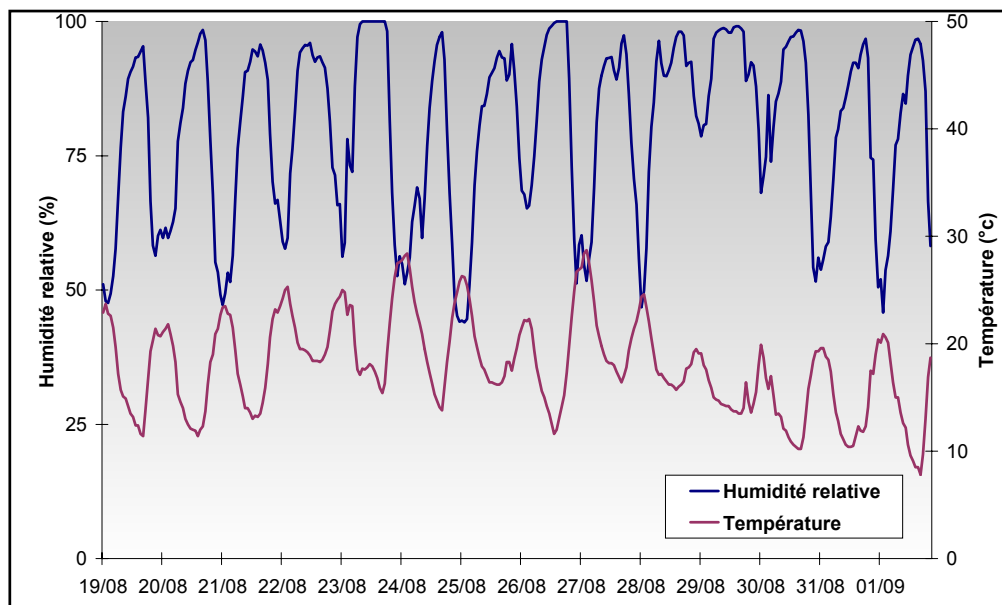


Fig. 24 : Evolution de la température et de l'humidité relative pendant la campagne de mesure à Maroué (moyenne horaire)

Les conditions climatiques rencontrées durant la campagne de Maroué sont sensiblement identiques à celles du mois de juillet sur le site de Lamballe. Les températures ont successivement grimpé jusqu'au 27 août pour atteindre la valeur maximale de 27,8°C à 16 h TU, puis diminué jusqu'à la fin des mesures (valeur minimale 7,8°C le 02/09 à 6h). Les vents ont été plus faibles qu'à Lamballe avec une vitesse moyenne de 1,2 m.s⁻¹.

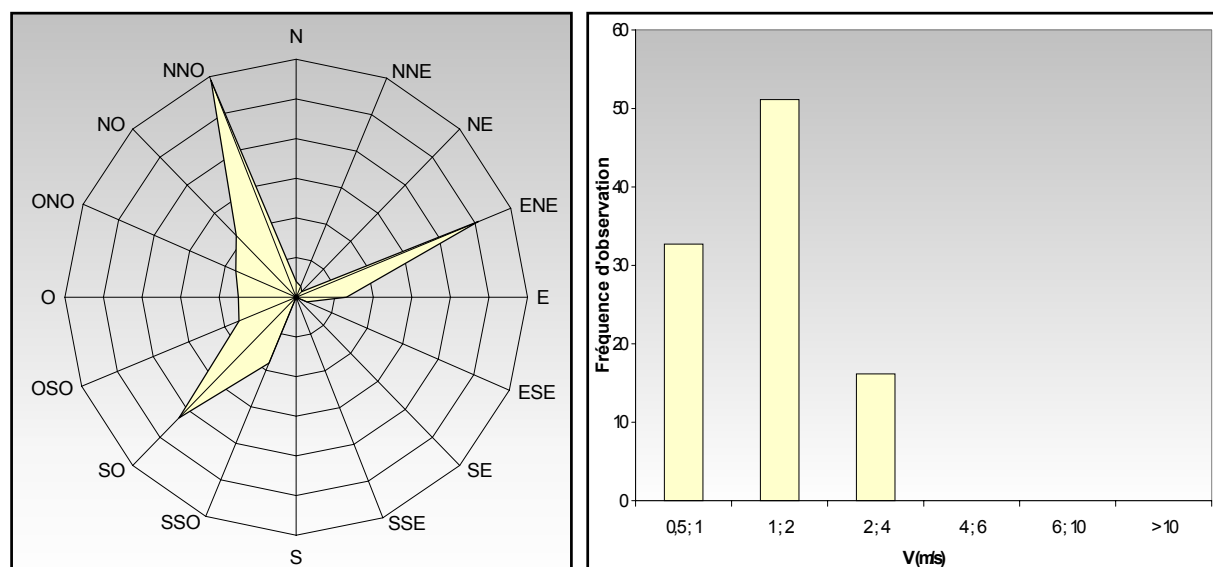


Fig. 25 : Vitesse et direction du vent du 19 août au 2 septembre sur le site de Maroué

L'étude de la rose des vents indique que Maroué est soumis à des vents de direction Sud-Ouest et Nord Nord-Ouest relativement semblables à la situation de Lamballe, avec une composante importante Est Nord-Est (22 % des relevés) en plus. Aucun cas de vents de direction Sud-Est à Sud n'a été rapporté.

V-3-2 Les mesures d'ammoniac

✓ Observations générales

En raison de l'importante activité agricole autour de Maroué, ce lieu a été choisi comme site expérimental dans le cadre de la première campagne de mesure (2002). Les résultats ont alors démontré qu'il s'agissait d'une zone à très forte émission en ammoniac avec une concentration moyenne de $76,2 \mu\text{g.m}^{-3}$ entre le 27 mai 2002 et le 3 juin 2002 et avec des pics fréquents au-delà du maximum de détection de l'appareil ($327,7 \mu\text{g.m}^{-3}$).

Les mesures réalisées du 19 août au 2 septembre 2003 ont pour objectif de vérifier la cohérence des valeurs obtenues en 2002.

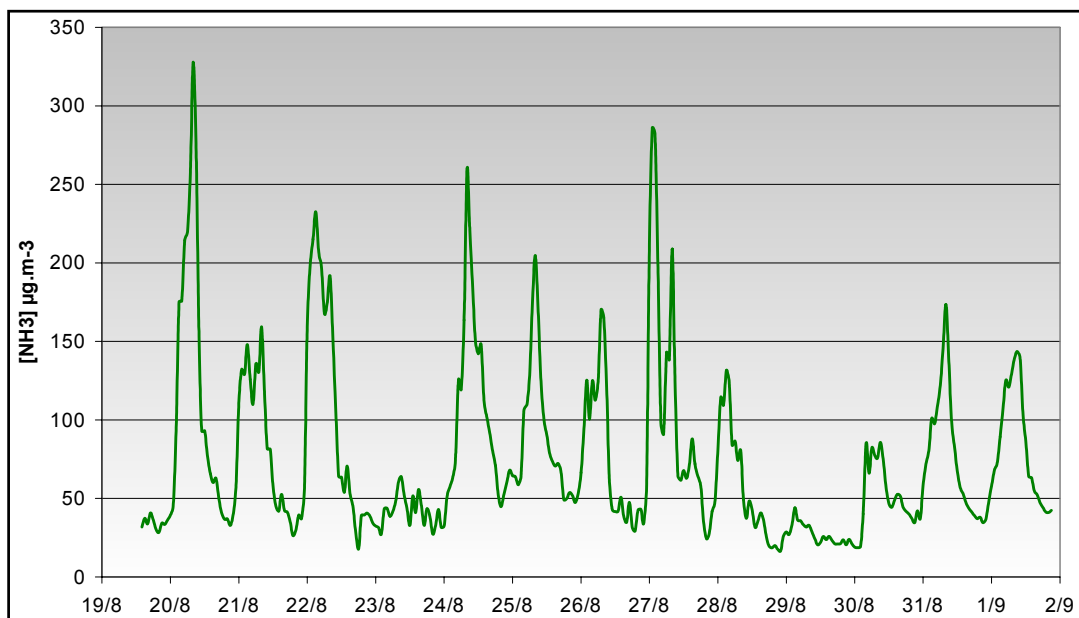


Fig.26 : Evolution des concentrations horaires en ammoniac sur le site de Maroué

Au vu des résultats de la campagne, Maroué apparaît comme le site où les concentrations en ammoniac sont les plus élevées avec une moyenne de $76,7 \mu\text{g.m}^{-3}$. Cette moyenne est sensiblement égale à celle de 2002 bien que le maximum de détection de l'appareil fut atteint moins fréquemment. En effet, durant les 2 semaines de mesure, le maximum de détection de l'analyseur n'a été atteint qu'une seule fois contre plus de 10 fois sur une semaine l'année précédente. L'observation des pics journaliers dénote, une fois encore, que le site de mesure est implanté dans une zone de forte émissions car toutes les valeurs maximales journalières sont observées entre 3h et 8h.

Le profil moyen journalier (cf. fig. 27) nous incite à penser que le site de Maroué est plus proche des sources d'ammoniac que les autres sites de l'étude. En effet, l'évolution des concentrations au cours de la journée est bien plus marquée et correspond parfaitement aux descriptions de Buijsman et al, en 1998, et de Erisman et al, en 2001. De plus, il existe un décalage notable entre les séries de mesures de 2002 et de 2003 car, dans le premier cas, les teneurs maximales apparaissent autour de 4h TU, soit près de quatre avant les maximales

relevées en 2003. Cette distinction pourrait s'expliquer par des conditions météorologiques différentes, notamment au niveau des directions de vents.

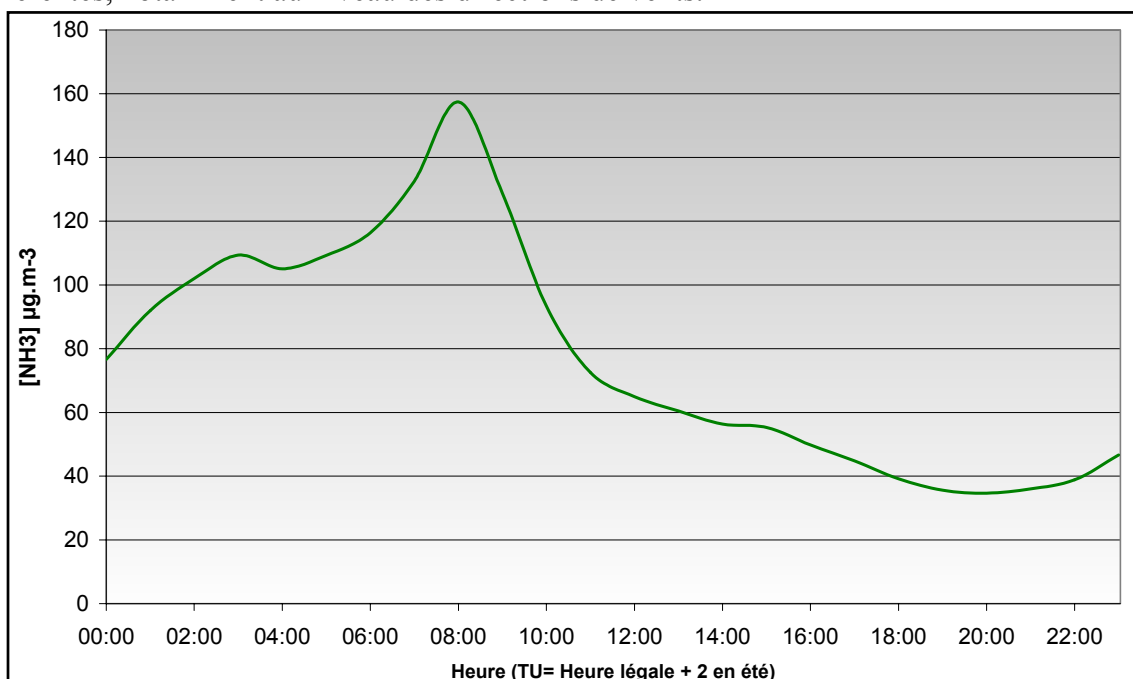


Fig. 27 : Profil moyen journalier des concentrations en ammoniac sur le site de Maroué

✓ Influence de la météorologie sur les teneurs en ammoniac

Comme pour les campagnes à Morieux et à Lamballe, il est difficile de mettre en évidence le rôle de chaque paramètre météorologique par rapport aux teneurs de NH_3 retrouvées dans l'atmosphère. En effet il semble que les durées d'investigations soient trop courtes (une à deux semaines) pour dégager des tendances statistiquement viables.

La rose des concentrations (Fig.28) révèle que la concentration moyenne est élevée quelque soit la direction du vents avec tout de même une contribution importante des secteurs Sud Sud-Ouest ($125 \mu\text{g.m}^{-3}$) à Sud-Ouest ($118 \mu\text{g.m}^{-3}$) et Est ($112 \mu\text{g.m}^{-3}$).

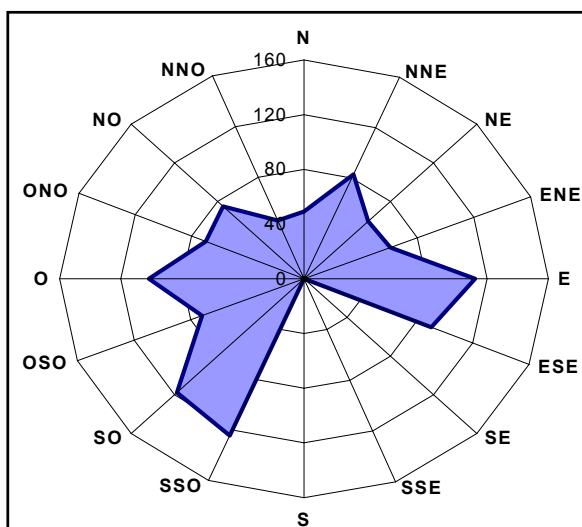


Fig. 28 : Rose des concentrations moyennes horaires en NH_3 du 19/08/03 au 02/09/03 à Maroué

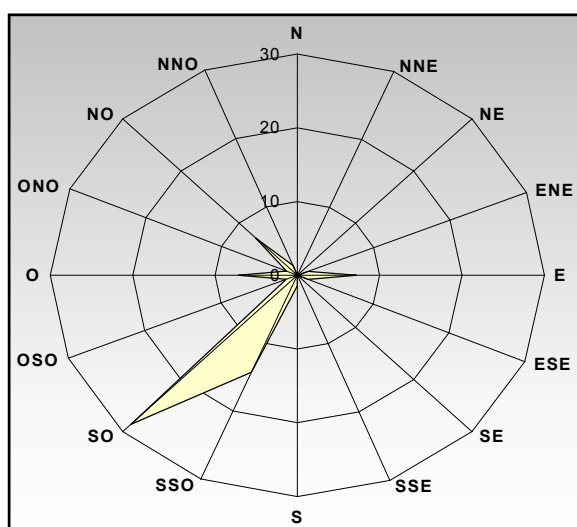


Fig.29 : Rose des vents pour les valeurs supérieures au percentile 95 (en %)

Afin d'affiner ces résultats, nous avons choisi de représenter la rose des vents correspondant aux valeurs aux valeurs maximales, supérieures au percentile 95, qui furent mesurées durant la campagne (cf. Fig. 29). Cette dernière confirme la présence de sources potentielles au Sud-Ouest de Maroué (Bassin d'épuration, nombreux élevages. Cependant, nous sommes incapables de nous prononcer pour le secteur Sud-Est à Sud en l'absence de vents provenant de cette direction durant la campagne ; ce secteur ayant été signalé comme source lors de l'étude 2002.

✓ Les autres polluants atmosphériques

Valeur horaire	Ozone O ₃ µg.m ⁻³	Oxyde d'azote NOx µg.m ⁻³ (eq NO ₂)	Dioxyde soufre SO ₂ µg.m ⁻³	Ammoniac NH ₃ µg.m ⁻³
Maximum	150	92	23	328
Minimum	2	11	0	17
Moyenne	53	25	3	77

Tab.9 : Synthèse des mesures du laboratoire mobile pour la campagne de Maroué

Maroué n'a pas connu d'événement de pollution important du 19 août 2003 au 2 septembre 2003. Les niveaux d'ozone et de dioxyde de soufre ont été comparables à ceux enregistrés sur Morieux lors du mois de juillet. Les teneurs en oxyde d'azote sont inférieures à celles de Lamballe du fait du caractère rurale de la commune mais restent supérieures à celles de Morieux en raison de son faible éloignement de la zone industrielle de Lamballe (2 km au Nord-Est).

✓ Conclusion

Une étude statistique réalisée sur 5 années aux Pays-Bas a démontré que les concentrations moyennes annuelles dans une zone à forte émission étaient de l'ordre de 18 à 28 µg.m⁻³ avec des valeurs horaires maximales comprises entre 250 et 360 µg.m⁻³ (Erisman *et al*, 2001). S'il l'on tient compte de la variation saisonnière des concentrations en ammoniac, on peut considérer que les plus fortes teneurs en NH₃ sont mesurées entre avril et septembre (Buijsman *et al*, 1998). Notre période d'étude étant située dans ce laps de temps, il apparaît que le site de Maroué correspond à un site à forte émission. Cette campagne d'analyse confirme les résultats obtenus en 2002 et complète l'étude en définissant d'autres directions de vents que le Sud-Est, comme vectrices d'ammoniac.

CONCLUSION

La campagne de mesure de l'ammoniac atmosphérique, menée durant l'été 2003 dans le canton de Lamballe, a permis de caractériser l'exposition de la population à ce polluant dans une zone fortement marquée par l'agriculture. Ainsi, nous disposons d'une meilleure connaissance des teneurs en NH_3 dans l'air ambiant.

Le laboratoire mobile, doté de l'analyseur d'ammoniac en continu AiRRmonia, fut conduit sur 3 sites différents. Le premier, installé à proximité de l'usine électrique de Morieux à 750 m de la côte, possède la moyenne la plus faible ($37 \mu\text{g.m}^{-3}$). Le second site, implanté en périphérie de la ville de Lamballe, a révélé une concentration de fond plus élevée (moyenne $58 \mu\text{g.m}^{-3}$) malgré des valeurs horaires maximales inférieures, notamment en raison de la météorologie (précipitations de fin juillet et vents plus fort). Enfin, les résultats ont démontré que les teneurs les plus fortes (moyenne de $77 \mu\text{g.m}^{-3}$) se retrouvent sur la commune de Maroué (3^{ème} site) où la densité d'élevage est particulièrement importante.

Bien que dans la théorie, les concentrations en ammoniac soient liées à un certain nombre de paramètres tels que la température et le vent, il s'avère difficile sur le terrain de mettre en évidence ces relations car l'environnement de chaque site est un milieu complexe où de nombreux autres facteurs météorologiques, géographiques et chimiques interviennent.

Les mesures obtenues pour le site de Maroué en 2003 sont en adéquation avec celles de la campagne de 2002. Ce constat dénote une bonne répétabilité des analyses dans le temps permettant d'envisager d'étendre les analyses d'ammoniac à d'autres communes bretonnes.

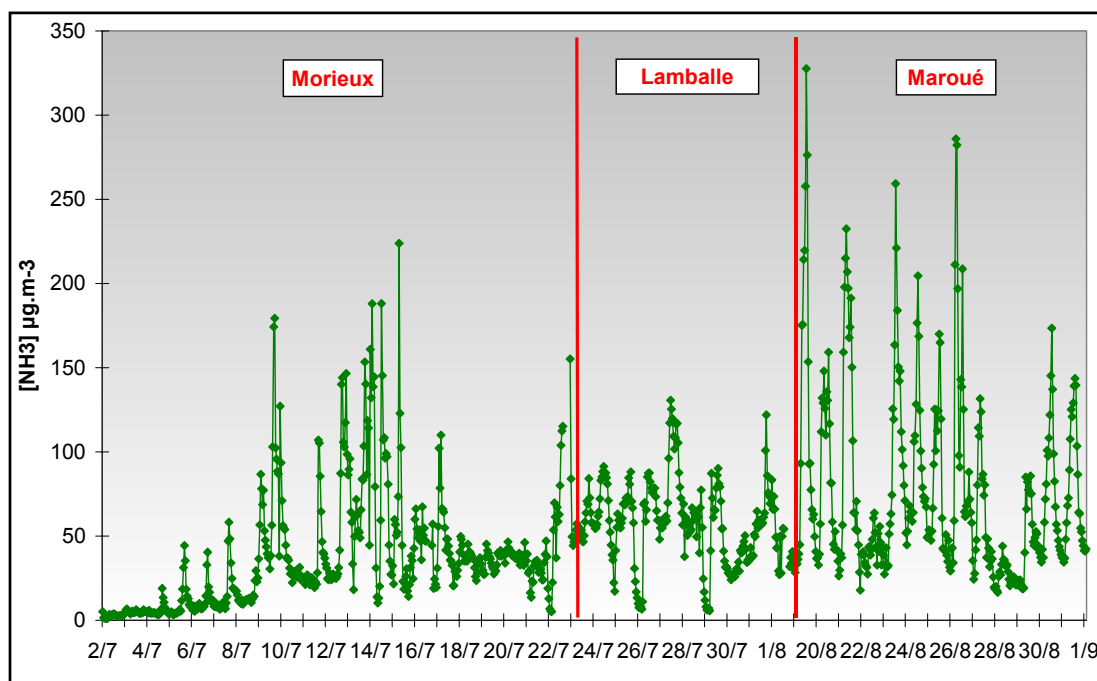


Fig. 30 : Evolution des concentrations horaires en ammoniac durant la campagne de mesure 2003

Concentration moyenne en ammoniac ($\mu\text{g.m}^{-3}$)		
Morieux	Lamballe	Maroué
37	58	76

Références bibliographiques :

BADEAU V., DAMBRINE E., WALTER C., *Propriétés des sols forestiers français : résultats du premier inventaire systématique*, 1999. Etude et Gestion des Sols, 6, 165-180.

BUIJSMAN E.D., ABEN J.M.M., BERNARD G., VAN ELZAKKER B.G. ET MENNEN A.G., *An automatic atmospheric ammonia network in the Netherlands set-up and results*, 1998. Atmos. Environ., 21, 1009-1021, 1997.

CITEPA (Centre Interprofessionnel d'Etude de la Pollution Atmosphérique), *Emissions dans l'air en France métropole, émissions de certaines substances en 1995 dans les départements de la métropole*, mise à jour 16/02/2001. <http://www.citepa.org/emissions/regionale/departements/index.htm>

CITEPA (Centre Interprofessionnel d'Etude de la Pollution Atmosphérique), *Emissions dans l'air en France métropole, substances impliquées dans les phénomènes d'acidification, d'eutrophisation et de photochimie*, mise à jour 14/05/2003. http://www.citepa.org/emissions/nationale/Aep/Emissions_FRmt_AEP_mai03.pdf

COLE D.J.A., SCHUERINK G., KONING W.J., *Ammonia in pig buildings in the Netherlands*, 1996. Pig News and Information, 17, 53N-56N.

DOURMAD J.Y., GUINGAND N., LATIMIER P., SEVE B., *Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: France*, 1999. Livestock Production Science, 58, 199-211.

DRUMMOND J.G., CURTIS S.E., MEYER R.C., SIMON J., NORTON H.W., *Effects of atmospheric ammonia on young pigs experimentally infected with Bordetella bronchiseptica*, 1981a. Am. J. Vet. Res., 42, 963-968.

ERISMAN J.W., OTJES R., HENSEN A., JONGEJAN P., VAN DEN BLUCK P., KHLYSTOV A., MOLS H., SLANINA S., *Instrument development and application in studies and monitoring of ambient ammonia*, 2001, Atmos. Environ., 35, 1913-1922.

FANGMEIER A., HADWIGER-FANGMEIER A., VAN DER EERDEN L., JÄGER H.-J., *Effects of atmospheric ammonia on vegetation*, 1994. Environmental Pollution, 86, 43-82.

GENERMONT S., *Modélisation de la volatilisation de l'ammoniac après épandage de lisier sur parcelle agricole*, 1996. Thèse Université Paul Sabatier, Toulouse. 331 p.

GLORENNEC P., *Ammoniac atmosphérique en zone rurale et santé publique : éléments bibliographiques*, 1998. CIRE Ouest.

KIRCHNER, M., BRAEUTIGAM, S., KASPER-GIEBL, S., STOPPER, S., LÖFLUND, M., GIETL, G., BIEBL P., *Bestimmung von Ammoniakkonzentrationen im Verkehrsbereich München und Salzburg*, 2001. Verleger Land Salzburg, Abt. 16 Umweltschutz, Referat 16/02, Immissionsschutz Postfach 527, A-5010 Salzburg, 23 S.

LALLEMANT R., CYPRIEN A.L., HOUSSAY I., JOSLAIN H., *Etude au moyen de la flore lichénique des pollutions atmosphériques acides et azotées dans le nord est des Côtes*

d'Armor (avec mise au point d'une nouvelle méthode d'évaluation des pollutions atmosphériques azotées), 1996. Rapport interne, 27 pages.

LEVILLY R., *Contribution au développement d'un analyseur continu d'ammoniac atmosphérique. Mesures de concentrations en région Bretagne*, 2003. Thèse Université Rennes I, 140 p.

LUEBS R.E., DAVID K.R. et LAAG A.E., *Enrichment of atmosphere with nitrogen compounds volatilized from a large dairy area*, 1973. J. Environ. Qual., 2 (1), 137-141.

MALAYER J.R., BRANDT K.E., GREEN M.L., KELLY D.T., SUTTON A.L., DIEKMAN M.A. Influence of manure gases on the onset on puberty in replacements gilts, 1988. Animal Production, 46, 211-282.

MARTINEZ J. et LE BOSEC G., *Déjections porcines et problèmes environnementaux en Europe*, 2000. Cahiers Agricultures, 9, 181-190.

PORTEJOIE S., MARTINEZ J., LANDMANN G., *L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel*, 2002. INRA Prod. Anim., 15, 151-160.

ROELOFS J.G.M., *The effect of airborne sulphur and nitrogen deposition on aquatic and terrestrial heathland vegetation*, 1986. Experientia, 42, 372-377.

SEEDORF J., HARTUNG J., *Survey of ammonia concentrations in livestock buildings*, 1999. J. Agricultural Science, Cambridge, 133, 433-437.

SKELLINGTON R.A., WILSON E.J., *Excess nitrogen Deposition : Issues for consideration*, 1988. Environmental Pollution, 54, 159-184.

SOMMER S.G., HUTCHINGS N.J., KYLLINGSBAEK A., THOMSEN I., 1996. *Gestion de l'azote dans les exploitations d'élevage au Danemark, évolution des pratiques et législation* Ingénieries EAT, Numéro spécial, 23-29.

THÖNI, L., SEITLER, E., BLATTER, A., NEFTEL, A., *A passive sampling method to determine ammonia in ambient air*, 2003. J. Environ. Monit., 5, 96-99.

VAN DER HOEK K.W., *Nitrogen efficiency in global animal production*, 1998. Environmental Pollution, 102, 127-132. Animal Waste Management, REUR Technical Series 34.