

(Table 1) suggest that flavonoid-type phenolics may also play a role in Al detoxification in maize.

**Fig.2:** Organic acid anion release in response to excess Al can follow two different patterns

**Pattern I:** immediate stimulation of malate efflux by Al in wheat

Al<sup>3+</sup> → root tip cell → activation anion channel → malate efflux → non toxic Al-malate

**Pattern II:** stimulation of citrate efflux in maize, Cassia, bean... after lag time

Al<sup>3+</sup> → root tip cell → Signal? → gene activation? → citrate efflux → non toxic Al-citrate

Organic acid efflux can be activated in plants under different ion stress conditions. Iron deficiency (for recent review see Abadía et al., 2002) and Cu toxicity (Murphy et al., 1999) are well-known examples. The ion specificity of the response probably is brought about by differences in the signal perception and signal transduction pathways. The fact that varietal differences in Al resistance are related to differences in anion efflux channels located in the Al-sensitive zone of root tips are a clear example for the way how differences in the distribution of membrane proteins can contribute to resistance by Al exclusion. To what extent such differences in the activation of anion efflux channels may be implied in resistance to other metal cations requires further investigations.

#### References

- Abadía, J., López-Millán, A-F., Rombolà, A., Abadía, A., 2002. Organic acids and Fe deficiency: a review. *Plant and Soil* 241: 75-86.
- Barceló, J., Poschenrieder, C. 2002. Fast root growth responses, root exudates, and internal detoxification as clues to the mechanisms of aluminium toxicity and resistance: a review. *Env. Exp. Bot.* 48: 75-82.
- Gunsé, B., Poschenrieder, C., Barceló, J. 2000. The role of ethylene metabolism in the short-term responses to aluminium by roots of two maize cultivars different in Al-resistance. *Environ. Exp. Bot.* 43: 73-81.
- Kidd, P.S., Llugany, M., Poschenrieder, C., Gunsé, B., Barceló, J. 2001. The role of root exudates in aluminium resistance and silicon -induced amelioration of aluminium toxicity in three varieties of maize (*Zea mays* L.). *J. Exp. Bot.* 52: 1339-1352.
- Kinraide, T.B., 1994. Use of the Gouy-Chapman-Stern model for membrane-surface potential to interpret some features of mineral rhizotoxicity. *Plant Physiol.* 106: 1583-1592.
- Kochian, L.V., 1995. Cellular mechanisms of aluminium toxicity and resistance in plants. *Ann. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 46: 237-260.
- Llugany, M., Poschenrieder, C., Barceló, J. 1995. Monitoring of root elongation in four maize cultivars differing in tolerance to aluminium and proton toxicity. *Physiol. Plant.* 93: 265-271.
- Ma, J.F., 2000. Role of organic acids in detoxification of aluminium in higher plants. *Plant Cell Physiol.* 41: 383-390.
- Massot, N., Nicander, B., Barceló, J., Poschenrieder, C., Tillberg, E., 2002. A rapid increase in cytokinin levels and enhanced ethylene evolution precede Al-induced inhibition of root growth in bean seedlings (*Phaseolus vulgaris* L.). *Plant Growth Reg.* (in press).
- Murphy, A.S., Eisinger, W.R., Shaff, J.E., Kochian, L.V., Taiz, L. 1999. Early copper-induced leakage of K<sup>+</sup> from Arabidopsis seedlings is mediated by ion channels and coupled to citrate efflux. *Plant Physiol.* 121: 1375-1382.
- Parker, D.R., 1995. Root growth analysis: an underutilised approach to understand aluminium rhizotoxicity. *Plant Soil* 171: 151-157.
- Pineros, M.A., Kochian, L., 2001. A patch clamp study on the physiology of aluminum toxicity and aluminum tolerance in *Zea mays*: identification and characterization of Al<sup>3+</sup>-induced anion channels. *Plant Physiol.* 125: 292-305.
- Snowden, K., Gardner, R.L., 1993. Five genes induced by aluminum in wheat (*Triticum aestivum*) roots during aluminum-induced growth inhibition. *Plant Physiol.* 103: 855-861.

#### Acknowledgements

Supported by The EU Commission (ICA 4-2000-30017), the Spanish Research Council (DGICYT project BF12001-2475-CO2-01) and by the Catalanian Government (Grup Recerca Consolidat de Catalunya 2001 SGR 00200)

## UTILIZACIÓN RACIONAL DEL ESTIÉRCOL FLUIDO DE PORCINO (EFP) COMO FERTILIZANTE AGRÍCOLA

Ferrer Martínez, M.; Monge Pacheco, E.

Dpto. de Nutrición Vegetal. Estación Experimental de Aula Dei (Consejo Superior de Investigaciones Científicas)

La producción porcina constituye uno de los mayores sectores productivos en los países desarrollados. En España el censo porcino en 2001 fue de 23,9 millones de animales según datos del MAPA, lo que supuso un aumento del 7,7% en relación con el año 2000. En la Unión Europea aunque el censo disminuyó un 0,55% hasta los 121,9 millones de cabezas, algunos países, como España, lo incrementaron. El tipo de explotación, cada vez más intensiva, conlleva una carga ganadera muy fuerte en determinados puntos geográficos que ocasiona un acumulo de grandes cantidades de estiércoles fluidos de porcino (EFP) o purines, que puede causar problemas medioambientales y que requieren una solución.

Varios son los tratamientos y sistemas de eliminación de estos residuos (Rodríguez, 1993; Rico et al., 1994; Vilafranca, 1997; Turzo, 1998; Piñeiro, 1998; Delgado, 1999), si bien el que parece más racional es su reutilización en agricultura como fertilizante (Muñoz y Díez López, 1999; Rodríguez, 1982; Hidalgo et al., 2001; Monge et al., 2002 a y b; Bonilla 2001). Con una gestión correcta, su composición mineral y orgánica permiten su utilización como subproductos para la agricultura, usados como fertilizantes.

El EFP no sólo aporta N, P y K, sino también otros macro y microelementos necesarios para el ciclo vegetativo: Ca, Mg, Na, Fe, Mn, B, Al, Cu, Zn, Ni (Monge et al., 2001, II y 2002, III). Su naturaleza orgánica favorece la regeneración de suelos pobres en materia orgánica, como es el caso de España (Monge et al., 2001, I). Si bien, su uso debe adecuarse a la legislación vigente. El Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias, encomienda a las Comunidades Autónomas la declaración de sus Zonas Vulnerables (concentración de nitratos en aguas subterráneas superior a 50 mg l<sup>-1</sup>), y la elaboración de los Códigos de Buenas Prácticas Agrarias (CBPA). Para realizar una fertilización correcta con EFP se requiere conocer las necesidades nutricionales del cultivo, las características físico-químicas del suelo, la forma de aplicación y la composición del purín, para cumplir las exigencias establecidas en los respectivos CBPA y lograr una buena gestión que favorezca a la agricultura y no dañe al medio ambiente.

Los estiércoles fluidos de porcino presentan una gran heterogeneidad en su composición, que obliga a realizar un análisis individualizado de cada explotación para conocer la cantidad de los elementos que se aportan al suelo. La Estación Experimental de Aula Dei dispone de un Laboratorio especializado en Análisis de Residuos Ganaderos, donde se analizan todos los parámetros físico-químicos de los estiércoles y su composición mineral. Si bien, no siempre es posible acceder a un análisis completo de los purines utilizados en la fertilización, por lo que es necesario disponer de métodos de cuantificación rápida de algunos de estos parámetros y de herramientas estadísticas que permitan estimar unos en función de otros con cierta fiabilidad.

En este trabajo se presentan los estudios estadísticos y ecuaciones de correlación entre parámetros, obtenidos de los resultados de los análisis laboratoriales de más de 300 muestras de EFP, de forma que resulte más sencillo el conocimiento de la composición cualitativa y cuantitativa para su aplicación agrícola.

En general, el elemento que se cuantifica a la hora de realizar un abonado con purín es el nitrógeno, debido a la concentración predominante de este elemento en los EFP. Las dosis a utilizar se calculan según su riqueza en N amoniacal, quedando el resto de elementos minerales y la fracción orgánica aplicada en función del este elemento (Ferrer et al., 2000 y 2002; Monge et al., 2001-b). La cuantificación del nitrógeno amoniacal de forma rápida en campo, se puede realizar con equipos comerciales (Ferrer et al., 2000), a partir de cuyos valores se puede obtener de forma aproximada la cantidad de nitrógeno total añadido, multiplicando el valor de nitrógeno amoniacal por un factor de corrección, f-c, cuyo valor oscila entre 1,35 y 1,51, y que se calculó a partir de 323 muestras analizadas por Kjeldahl, presentando el valor de nitrógeno total así obtenido un coeficiente R<sup>2</sup> de 0,951 al compararlo con el analizado en laboratorio (Ferrer et al., 2002). Otras determinaciones rápidas, como la densidad o conductividad eléctrica, también permiten estimar otros parámetros de la composición de los purines.

**MATERIAL Y METODOS:**

Las muestras analizadas proceden de explotaciones porcinas de distintos ciclos reproductivos y sistemas de explotación. Se transportan al laboratorio lo más rápidamente posible, refrigeradas si el tiempo y distancia son cortos y congeladas si son mayores, siguiendo las normas de Vega y De Las Fuentes (1996). Si el análisis no es inmediato, se guardan congeladas.

En el análisis, tras su homogeneización se determina la densidad, pH, conductividad eléctrica y materia seca (Monge et al., 2001, I). El nitrógeno se cuantifica por destilación siguiendo el método Kjeldahl (Benton Jones, 1991 a y b). La materia orgánica se determina por pérdida de peso durante la calcinación de la muestra seca, molida y tamizada, en horno mufla a 550°C. La mineralización así descrita, se completa con ácido nítrico y clorhídrico (AOAC Methods, 1980). El análisis de elementos minerales se realiza sobre la dilución de cenizas así obtenida por espectrofotometría de plasma acoplado (ICP) o por absorción y emisión atómica. El fósforo se determina por ICP o colorimétricamente.

Los resultados se han tratado con los programas estadísticos Excel 97 y SPSS 10.0.

**RESULTADOS Y DISCUSIÓN:**

En la tabla 1 se presentan los valores mínimos, máximos y medias, así como el coeficiente de variación para todos los parámetros analizados en 300 muestras de EFP.

La composición en N-P-K del EFP, y en otros elementos minerales y fracción orgánica (Tabla 1) avala este uso como posible vía de salida de este actual residuo. Debido a la alta concentración en nitrógeno amoniacal, suele existir un desequilibrio en la relación C/N, por lo que la utilización conjunta de enmiendas orgánicas se presenta como una buena alternativa que mejora el poder fertilizante y regenerador de los suelos agrícolas.

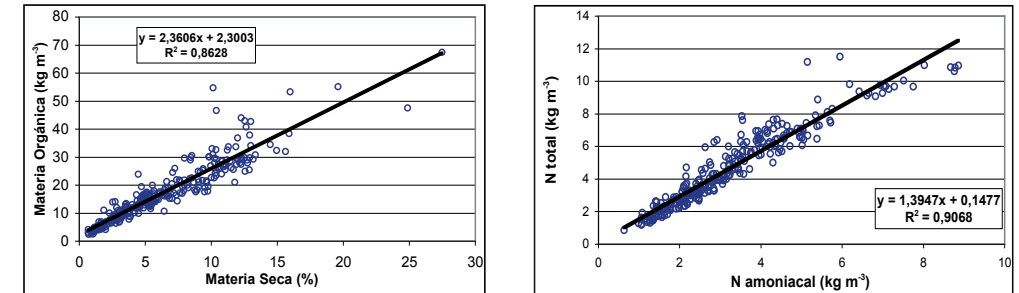
Se trata, no obstante, de un producto muy heterogéneo en su composición. Los elevados valores de los coeficientes de variación de sus elementos así lo ponen de manifiesto (Tabla 1). Es necesario, por tanto, un análisis del EFP previo a su uso. La alta concentración en nitrógeno amoniacal hace aconsejable utilizar este elemento como limitante en la determinación de la dosis de EFP a utilizar en el abonado. El uso de métodos rápidos de campo es de gran utilidad. Así, los resultados obtenidos con el aparato Quantofix se correlacionan con los obtenidos por Kjeldahl, dando un coeficiente  $R^2$  de 0,933 (Ferrer et al., 2000). La correlación entre los valores de nitrógeno total obtenido con el factor de corrección f-c y los obtenidos por Kjeldahl dan un  $R^2$  de 0,951 (Ferrer et al., 2002).

**Tabla 3.-** Ecuaciones de regresión entre parámetros de EFP.

Parámetros			
x	y	Ecuación de regresión	Valor $R^2$
N amon.	N total	$y = 1,3947x + 0,1477$	0,9068
N amon.	Potasio	$y = 0,5475x - 0,1296$	0,6770
Densidad	Mat. Seca	$y = 0,1897x - 187,81$	0,5587
Mat. Seca	Mat. Org.	$y = 2,3606x + 2,3003$	0,8628
Mat. Seca	Fósforo	$y = 0,2381x + 0,0612$	0,7230
C.E.	N total	$y = 0,1169x + 0,5259$	0,8680
C.E.	Potasio	$y = 0,0478x - 0,0401$	0,6973
N org.	Mat. Org.	$y = 8,7942x + 4,6167$	0,7010

Se han comparado los parámetros de todas las muestras entre sí, obteniendo los coeficientes de correlación de Pearson que se presentan en la Tabla 2, cuyo análisis proporciona una base para realizar estudios de regresión entre parámetros, y estimar unos en función de otros. En la Tabla 3 se exponen las ecuaciones de regresión obtenidas, junto con sus  $R^2$  entre los parámetros que presentan importancia en la utilización del EFP como fertilizante y que, según el estudio de la Tabla 2, presentan una buena correlación. La estimación de la materia orgánica a partir de la materia seca, y del nitrógeno total a partir del amoniacal presentan una buena fiabilidad (Gráfica 1). La estimación de la concentración de potasio a partir del nitrógeno amoniacal, y la del fósforo a partir de la materia seca son de gran importancia agronómica, ya que se trata de los principales nutrientes, si bien la aplicación de las ecuaciones de la Tabla 3 no en todas las muestras da un resultado correcto, principalmente para concentraciones superiores

a 4 kg m<sup>-3</sup> de nitrógeno amoniacal y de 7,5% de materia seca, respectivamente. No obstante, cada apartado requiere ser objeto de un estudio individual y detallado, dada su importancia.



**Gráfica 1.-** Estimación de materia orgánica y nitrógeno total a partir de materia seca y nitrógeno amoniacal.

**BIBLIOGRAFÍA:**

- BERTRAND, M. and ARROYO, G. (1984). Methode rapide d'appréciation de la valeur fertilisante des lisiers de porcs. CEMAGREF, BI n° 321.
- BERTRAND, M. and SMAGGHE, D. (1985). Mise au point de méthodes rapides d'appréciation de la valeur fertilisante azotée et potassique des lisiers de porcs. Journées Recherche Porcine en France, 17.
- FERRER, M., ORÚS, F. and MONGE, E. (2000). Determinación de formas nitrogenadas en estiércol fluido de porcino (EFP) por distintos métodos analíticos. Anapor, 205.
- FERRER, M., ORÚS, F. and MONGE, E. (2002). Relación entre las diferentes formas de nitrógeno en estiércol fluido de porcino (EFP): nitrógeno amoniacal, orgánico y total. Aplicación agrícola práctica. Anapor, *en prensa*.
- HIDALGO, M.D. et al. (2001). Caracterización analítica de los efluentes residuales de una explotación intensiva de ganado porcino. Anapor, 216.
- JONES, JR. and BENTON, J. (1991). Kjeldahl Method for Nitrogen (N) Determination. Library of Congress Cataloging-in-Publication Data.
- MONGE, E., FERRER, M. and ORÚS, F. (2001). Análisis físico-químico de estiércoles fluidos. I.- Materia orgánica y estimación del humus aportado. Anapor, 209.
- MONGE, E., FERRER, M. and ORÚS, F. (2001). Análisis químico de estiércoles fluidos. II.- Su valoración agronómica como fertilizante mineral. Anapor, 213.
- MONGE, E., FERRER, M. and ORÚS, F. (2002). Análisis químico de estiércoles fluidos. III.- Su composición en metales pesados tóxicos (Cu, Zn y Ni) y otros microelementos. Anapor, 220.
- MONGE, E., FERRER, M. and ORÚS, F. (2002). Abonado con estiércol fluido o purín. Estimación de la concentración de algunos elementos a través del nitrógeno amoniacal. Anapor, 223.
- MUÑOZ, M. J. and DIEZ LOPEZ, J. A. (1999). Valoración experimental de la aplicación de purines en campo. Porci, 50.
- PIÑEIRO, C. (1998). Gestión de purines en zonas de producción de alta densidad. Anapor, 177.
- Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. BOE n° 61-1996.
- RODRIGUEZ, F. (1982). Fertilización de los cultivos. In: Fertilizantes-Nutrición Vegetal. AGT Editor, S.A. México
- STEVENS, R. J., O'BRIC, C. O. and CARTON, T. (1995). Estimating nutrient content of animal slurries using electrical conductivity. Journal of Agricultural Science, 125.
- VAN KESSEL, J.S. and REEVES III, J.B. (2000). On-farm Quick Tests for Estimating Nitrogen in Dairy Manure. Journal of Dairy Science. Vol. 83, 8.
- VEGA, M. M. and DE LAS FUENTES, L. (1996). Metodología para el manejo integral de purines de cerdo. Porci, 31.
- ZIEGLER, D. And HEDUIT, M. (1991). Engrais de ferme, vleur fertilisante, gestion et environment. ITCF.

Tabla 2.- Valores medios obtenidos a partir de 323 muestras de EFP (se han eliminado las que carecían de algún valor o no eran representativas por manejo, etc.)

	M.S. %	M.S. Kg m <sup>-3</sup>	Dens. g l <sup>-1</sup>	pH	C.E. mS	M.Org Kg m <sup>-3</sup>	N org. Kg m <sup>-3</sup>	N am. Kg m <sup>-3</sup>	N tot. Kg m <sup>-3</sup>	P Kg m <sup>-3</sup>	K Kg m <sup>-3</sup>	Ca Kg m <sup>-3</sup>	Mg Kg m <sup>-3</sup>	Fe g m <sup>-3</sup>	Cu g m <sup>-3</sup>	Zn g m <sup>-3</sup>	Mn g m <sup>-3</sup>	Ni g m <sup>-3</sup>	Na g m <sup>-3</sup>	Al g m <sup>-3</sup>	B g m <sup>-3</sup>
MINIMO	0.66	6.67	984	5.56	6.40	2.50	0.05	0.63	0.86	0.09	0.23	0.12	0.08	7.81	1.06	2.45	0.92	0.01	6.05	13.61	0.43
MAXIMO	27.46	288.36	1086	10.57	102.15	67.48	6.06	8.86	11.51	7.89	6.38	10.97	4.32	639.35	135.50	1110.8	94.65	24.07	796.93	512.91	10.53
MEDIA	6.28	64.56	1023	7.63	35.04	17.37	1.44	3.20	4.67	1.56	1.65	1.81	0.83	139.59	28.16	77.80	24.28	1.56	147.74	99.28	3.17
COEF. VARIAC	66.37	67.26	1.65	7.35	53.05	60.56	68.19	50.08	50.60	78.33	68.81	102.23	73.76	76.56	89.65	146.60	77.46	180.03	97.18	76.32	68.78
N	292	293	295	260	294	283	282	293	281	264	264	264	264	264	254	264	264	167	209	208	208

Tabla 1.- Estudio comparativo de las correlaciones de Pearson entre los parámetros analizados en EFP

	M.S.	Densid.	pH	C.E.	M.Or	N org	N	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Cu	Zn	Mn	Ni	Na	Al		
Densid.	.627*																				
pH	-.570	-.446																			
C.E.	.633*	.581*	-.964																		
M.Org	.930*	.610*	-.097	.548*																	
N Org	.909*	.554*	-.597	.650*	.809*																
N amo	.641*	.609*	-.920	.930*	.558*	.632*															
N total	.817*	.656*	-.839	.912*	.722*	.848*	.947*														
P	.824*	.560*	.626	.403*	.868*	.705*	.437*	.592*													
K	.593*	.518*	-.391	.815*	.538*	.616*	.805*	.808*	.325*												
Ca	.698*	.487*	-.784	.333*	.748*	.570*	.387*	.500*	.592*	.379*											
Mg	.840*	.570*	.337	.422*	.885*	.739*	.447*	.613*	.868*	.416*	.619*										
Fe	.765*	.454*	-.226	.285*	.794*	.646*	.282*	.461*	.699*	.278*	.681*	.692*									
Cu	.707*	.485*	-.604	.615*	.624*	.742*	.637*	.739*	.471*	.678*	.555*	.612*	.487*								
Zn	.364*	.239*	-.537	.167*	.343*	.421*	.185*	.301*	.314*	.129*	.234*	.409*	.386*	.480*							
Mn	.806*	.550*	-.181	.394*	.809*	.727*	.420*	.589*	.786*	.440*	.700*	.726*	.775*	.662*	.438*						
Ni	.378*	.273*	.a	.343*	.319*	.362*	.367*	.394*	.261*	.358*	.275*	.243*	.323*	.275*	.119	.226*					
Na	.564*	.371*	.a	.642*	.500*	.607*	.615*	.661*	.356*	.608*	.226*	.381*	.302*	.428*	.117	.325*	.224*				
Al	.759*	.525*	.a	.488*	.808*	.686**	.535*	.642*	.606*	.711*	.712*	.813*	.718*	.657*	.328*	.633*	.336*	.365*			
B	.853*	.596*	.a	.730*	.811*	.818*	.746*	.837*	.693*	.770*	.507*	.782*	.604*	.741*	.398*	.656*	.385*	.601*	.684*		

\*\*\*: la correlación es significativa al 0,01 (bilateral), \*: la correlación es significativa al 0,05 (bilateral), a: no se puede calcular porque al menos una variable es constante.

## NITRIFICATION INHIBITORS REDUCE N<sub>2</sub>O EMISSIONS FROM GRASSLAND BUT MAY PRODUCE NUTRIENT IMBALANCE IN CLOVER

Belastegui XM<sup>1</sup>, del Prado A<sup>2</sup>, Merino P<sup>2</sup>, Estavillo JM<sup>1</sup>, Pinto M<sup>2</sup>, González-Murua C<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dpto Biología Vegetal y Ecología. UPV/EHU. Apdo 644. 48080 Bilbao. Spain.

<sup>2</sup> Instituto Vasco para la Investigación y el Desarrollo Agrario, NEIKER. B<sup>o</sup> Berreaga 1. 48160 Derio. Spain.

### INTRODUCTION

Soils are considered as major sources of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O). From an ecological viewpoint, using a nitrification inhibitor with ammonium based fertilisers may be a potential management strategy to lower the fluxes of trace gases, thus decreasing their undesirable effects. This is so specially in grasslands of the Basque Country, where it has been found that most of the fertiliser N applied to soils is oxidised quite rapidly to nitrate by nitrifying microorganisms (Merino *et al.*, 2002). The nitrification inhibitors dicyandiamide (DCD) and 3,4-dimethyl pyrazole phosphate (DMPP) have been proved to successfully reduce N<sub>2</sub>O emissions from mineral fertilisers (Skiba *et al.*, 1993; Linzmeier *et al.*, 2001), but its mitigation potential from slurry has seldom been studied. On the other hand, phytotoxic effects have been reported with the application of nitrification inhibitors due to the change from nitrate to ammonium nutrition induced by their application. However, there is no study dealing with the direct phytotoxic effect of these inhibitors. The aim of the present study was to evaluate DCD and DMPP as tools to control N<sub>2</sub>O emissions from mineral and slurry applications in grassland systems and to assess the phytotoxic effect of these inhibitors on grassland species.

### MATERIALS AND METHODS

#### Experiment 1

In autumn 1998 a randomised complete block factorial design was carried out on a grassland site at Derio (Bizkaia, Spain). The factors were N source: cattle slurry (S) (85 kg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ha<sup>-1</sup>) or calcium ammonium nitrate (M) (80 kg N ha<sup>-1</sup>), using or not DCD (25 kg ha<sup>-1</sup>) with both types of fertiliser. Soil ammonium content, soil water content as water filled pore space (WFPS) and N<sub>2</sub>O emissions were measured as Merino *et al.* (2002) during 20 days after fertiliser application, when N<sub>2</sub>O emissions had fallen down to basal levels.

#### Experiment 2

In autumn 2001 a second field experiment was established on the effect of DMPP on N<sub>2</sub>O emissions. Mineral fertiliser (125 kg N ha<sup>-1</sup>) was applied as calcium ammonium nitrate or as Entec (ammonium sulfate nitrate with DMPP incorporated). Cattle slurry was applied at 125 kg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ha<sup>-1</sup>. DMPP was used with both mineral and slurry fertilisation at 1 kg N ha<sup>-1</sup>. The same parameters as in experiment 1 were evaluated during 60 days, when N<sub>2</sub>O emissions had fallen down to basal levels.

#### Experiment 3

Seeds of white clover (*Trifolium repens* var. *huia*) were germinated and grown in a perlite:vermiculite mixture (1:1). Three sets of 9 pots each were established with 10 plants per pot. The plants were maintained in a controlled-environment growth chamber with a 14/10 h day/night photoperiod, 24-18°C day/night temperature and 250 μmol. m<sup>-2</sup>.s<sup>-1</sup>. Plants were supplied twice a week with 200 mL of Hoagland solution (pH=5.6) and once a week with 200 mL deionized water. Five weeks after sowing each set of 9 pots was divided into 3 treatments with 3 pots each: control, DCD-2 and DCD-3. DCD-2 and DCD-3 plants received a single addition of inhibitor diluted in the irrigation solution in order to match a final application of 25 kg ha<sup>-1</sup> and 50 kg ha<sup>-1</sup> respectively. The following measurements were made 7, 14 and 21 days after DCD application: water potential, osmotic potential, electrolyte leakage and CO<sub>2</sub> assimilation rate. The plants were harvested 21 days after DCD application. Leaves, stems and roots were harvested separately and weighed for fresh weight determination and put into an oven at 80°C for 72 h for dry weight determination. Before drying, petiole number per plant and petiole length was determined, as well as roots volume by submersion in water. In one of the replicates visually damaged leaves were separated from the well looking ones and the samples were dried separately for nutrient element concentration determination (P, K, Mg, Ca, Mn, Fe).