

## **LA ACIDIFICACIÓN DE LOS SUELOS. ORIGEN Y MECANISMOS INVOLUCRADOS**

Ricardo Campillo R. Ingeniero Agrónomo M. Sc.  
Centro Regional de Investigación INIA Carillanca  
E-mail: [rcampill@inia.cl](mailto:rcampill@inia.cl)

Angélica Sadzawka R. Química Farmacéutica  
Centro Regional de Investigación INIA La Platina  
E-mail: [asadzawk@inia.cl](mailto:asadzawk@inia.cl)

### **Introducción**

La acidificación de los suelos es un proceso dinámico que engloba la acción de factores naturales (edáficos, climáticos y biológicos) y antropogénicos (derivados de la acción del hombre), que se traducen en un incremento de la acidez natural del suelo. Se ha establecido que los fenómenos naturales de declinación de la fertilidad y acidificación del suelo pueden ser acelerados con la práctica de la agricultura. Resulta así que el elemento predominante de este proceso de acidificación ha sido el hombre, quien en su accionar productivo no ha reparado en los impactos y costos ecológicos sobre el recurso suelo. Así, una agricultura intensiva, muy extractiva y sin reposición de bases, unido a la utilización masiva de fertilizantes de reacción ácida, ha agudizado y acelerado la manifestación de este fenómeno natural en los suelos.

### **Desarrollo de la Acidificación de los Suelos**

Los suelos ácidos se generan por una pérdida de cationes básicos (calcio (Ca), magnesio (Mg), potasio (K) y sodio (Na)) y una acumulación de cationes ácidos (aluminio (Al) e hidrógeno (H)). La acidez de los suelos limita el crecimiento de las plantas debido a una combinación de factores que incluyen la toxicidad de aluminio, manganeso e hidrógeno y la deficiencia de nutrientes esenciales, especialmente calcio, magnesio, fósforo y molibdeno. Pero, el factor limitante del crecimiento más importante en estos suelos ácidos, es la toxicidad del aluminio soluble e intercambiable.

Existen diferentes factores, tanto naturales como antrópicos, que condicionan la magnitud e intensidad del proceso de acidificación de los suelos (Sadzawka y Campillo, 1993):

1. La alta caída pluviométrica que ocurre normalmente en la zona sur del país, provoca una lixiviación o arrastre hacia el interior del perfil del suelo de las bases de intercambio. Este proceso, que ocurre lenta pero sostenidamente en el tiempo, determina un reemplazo de estas bases por los cationes ácidos (hidrógeno y aluminio), en la capa arable del suelo.
2. Otra fuente de acidez de los suelos es la materia orgánica. El humus contiene grupos activos que se comportan como ácidos débiles liberando iones hidrógeno. La descomposición de los residuos orgánicos produce dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), el cual se combina con agua para formar ácido carbónico. La disociación de este ácido débil proporciona otra fuente de acidificación del suelo. También las leguminosas, mediante el mecanismo de fijación simbiótica de nitrógeno, liberan hidrógeno a la solución del suelo, contribuyendo así a la acidificación gradual de los suelos.
3. El laboreo de los suelos, propio de una agricultura de carácter intensivo, determina una agudización de pérdidas de bases puesto que, al dejar temporalmente el suelo sin una cubierta vegetal protectora, facilita el proceso de lixiviación de bases de intercambio.
4. Paralelamente, la preparación de suelos provoca un drástico incremento de la mineralización del nitrógeno (N) orgánico, principalmente de los residuos frescos. Ello se traduce en un aumento del ión hidrógeno y en una caída del pH natural del suelo.
5. Existen por supuesto otros agentes causales de acidez de los suelos, pero que no tienen la importancia de los anteriormente analizados. Es el caso de la pérdida de las bases de intercambio absorbidas por las plantas cultivadas, que

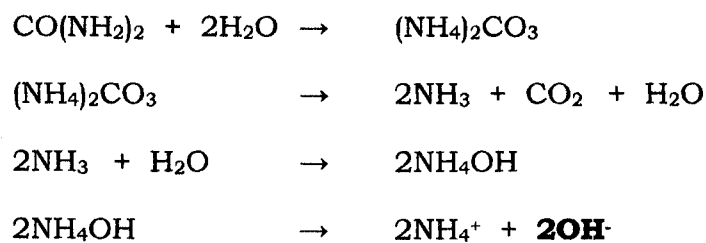
no se reciclan nuevamente al suelo y que se pierden del ecosistema a través de las cosechas de grano o forraje.

6. Sin duda que la causa más importante ha sido el uso cada vez más indiscriminado de fertilizantes de reacción ácida en el suelo, (que generan hidrógeno), especialmente los amoniacales, que afectan tanto el pH del suelo como la pérdida de cationes básicos.

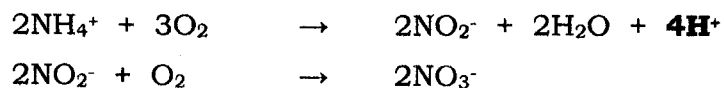
La aplicación de fertilizantes amoniacales (nitrato de amonio, fosfatos de amonio) y amídicos (urea), induce una acidificación en el proceso de nitrificación del amonio, luego de la hidrólisis de la urea a amonio, o bien directamente en el caso de los amoniacales. La intensidad de la acidificación está regulada por la cantidad de fertilizante aplicado y por el manejo del suelo.

Las reacciones de la urea en el suelo consisten inicialmente en una hidrólisis y luego en un proceso de nitrificación:

### 1. Hidrólisis:

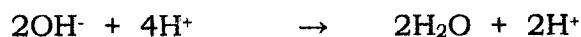


### 2. Nitrificación:



Durante la nitrificación, el amonio cambia a nitrato con liberación de iones  $H^+$  a la solución del suelo, los cuales desplazan a los cationes de intercambio favoreciendo su posterior lavado del suelo. Estos iones  $H^+$  acidifican el suelo y son los responsables de la caída del pH que se observa después del uso continuado de fertilizantes amoniacales.

Luego de las reacciones de hidrólisis y nitrificación se liberan  $4 H^+$  y  $2OH^-$  :



Así, una molécula de urea (con dos N) produce  $2H^+$ , lo que equivale a  $1H^+$  por cada N como urea. Ello se conoce como *acidificación máxima provocada por la urea*.

Cuando las raíces absorben aniones  $NO_3^-$  liberan en paralelo iones  $OH^-$ , manteniendo así una compensación iónica y de cargas intracelulares para no afectar el metabolismo de las raíces. Ello se conoce como *alcalinidad fisiológica*. En el cálculo de la magnitud de la alcalinidad fisiológica, se asume que sólo el 50% de los  $NO_3^-$  es absorbido por las raíces. En este caso el balance es de  $0,5 H^+$  por cada N como urea. Esto corresponde a la *acidificación mínima derivada del uso de urea*. Por lo tanto, la acidificación del suelo se produce solamente por la porción de nitrógeno agregado que no es usado por las plantas.

Cabe señalar que los fertilizantes fosfatados del tipo monocálcico como el superfosfato triple, pueden acidificar, por algunos días, la zona de aplicación (en torno al gránulo de fertilizante) hasta valores de pH tan bajos como 1,5. Sin embargo, esta acidez localizada, es rápidamente neutralizada por los componentes del suelo, volviendo éste a recuperar el valor de pH original. Es por ello que, agronómicamente, se conocen como fertilizantes de reacción neutra (Sadzawka y Campillo, 1993).

### **Índices de acidez y de alcalinidad de los fertilizantes**

El uso de fertilizantes de reacción ácida constituye el manejo que más rápidamente puede acidificar el suelo, si no se toman los resguardos oportunos. Esto implica hacer mezclas de productos acidificantes con productos alcalinizantes. El conocimiento de la magnitud de los efectos acidificantes y alcalinizantes posibilita diseñar mezclas

moderadamente ácidas, neutras o moderadamente alcalinas en función de las necesidades del productor. La magnitud de los efectos acidificantes y alcalinizantes se conocen como *índices de acidez y de alcalinidad*.

**Cuadro 1.** Productos fertilizantes nitrogenados. Características y efectos acidificantes o alcalinizantes.

PRODUCTOS	CaCO <sub>3</sub> equivalente en exceso (E) o déficit (D)	
	kg CaCO <sub>3</sub> /kg N	kg CaCO <sub>3</sub> /100 kg fertilizante
Salitre magnésico (15%N - 5,5%MgO)	2,72 (E)	40,80 (E)
Salitre sódico (16%N)	1,80 (E)	28,80 (E)
Nitrocal (15,5%N)	1,57 (E)	24,30 (E)
Supernitro magnésico (25%N - 4%MgO)	0,17 (E)	4,20 (E)
Urea + Cal (3,6 kg CaCO <sub>3</sub> /kg N)	1,8 (E)	82,80 (E)
Nitroplus (22%N - 7,5%MgO - 2%CaO)	0,0 (Neutro)	0,0 (Neutro)
Nitroneutro (22%N - 7%MgO - 11%CaO)	0,0 (Neutro)	0,0 (Neutro)
Urea + Cal (1,8 kg CaCO <sub>3</sub> /kg N)	0,0 (Neutro)	0,0 (Neutro)
Nitronagra A (29.7%N)	0,0 (Neutro)	0,0 (Neutro)
Supernitro (25% N)	0,14 (D)	3,50 (D)
Nitronagra B (28%N)	0,19 (D)	4,68 (D)
Nitronagra C (26.2%N)	0,35 (D)	9,14 (D)
Nitronagra D (27%N)	0,45 (D)	12,13 (D)
Nitromag (27%N - 5%MgO - 7%CaO)	0,87 (D)	23,60 (D)
Nitrodoble (27%N - 4%MgO - 6%CaO)	0,87 (D)	23,60 (D)
Nitrato Calcáreo (27%N - 11%CaO)	1,07 (D)	28,90 (D)
Sulfan (24%N - 14%SO <sub>4</sub> - 11,6%CaO - 1,3%MgO)	1,17 (D)	28,08 (D)
Urea (46%N)	1,80 (D)	82,80 (D)

Fuente: Adaptado de Suárez (1996).

El índice de acidez de un fertilizante representa la cantidad de  $\text{CaCO}_3$  necesaria para neutralizar la acidez provocada por su aplicación al suelo. A su vez, *el índice de alcalinidad* de un fertilizante corresponde a la cantidad de  $\text{CaCO}_3$  que produce una alcalinización similar a la del fertilizante. Numéricamente ambos índices se expresan como kg de  $\text{CaCO}_3$  /kg de N o como kg de  $\text{CaCO}_3$  /100 kg de fertilizante.

En el Cuadro 1 se muestran los efectos de los fertilizantes nitrogenados en el suelo y las dosis de carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ) para compensar la acidez generada (reacción ácida), o las cantidades de cal equivalente a que dan lugar los fertilizantes de reacción básica. Así, por ejemplo, la aplicación de urea provoca una reacción ácida en el suelo, que requiere ser neutralizada con 1,8 kg de  $\text{CaCO}_3$  por cada kg de nitrógeno. En otras palabras, por cada 100 kg de urea se deben aplicar 83 kg de  $\text{CaCO}_3$  para neutralizar la acidez de este fertilizante.

Del mismo modo, se muestra los efectos de otros tipos de fertilizantes al reaccionar en el suelo (Cuadro 2). En este caso, el fosfato monoamónico tiene una reacción ácida en el suelo que necesita 5 kg de  $\text{CaCO}_3$  por cada kg de nitrógeno. En otras palabras, por cada 100 kg de fosfato monamónico se deben aplicar 55 kg de  $\text{CaCO}_3$  para neutralizar la acidez provocada por este fertilizante.

**Cuadro 2.** Índices de acidez o alcalinidad de productos fertilizantes fosforados, potásicos y azufrados.

Fertilizante	Tipo de reacción	kg $\text{CaCO}_3$ /kg N	Kg $\text{CaCO}_3$ /100 kg fertilizante
Fosfato monoamónico	Ácida	5,00	55
Fosfato diamónico	Ácida	3,89	70
Sulfato de amonio	Ácida	5,35	110
Yeso agrícola	Neutra	0	0
Superfosfato triple	Neutra	0	0
Muriato de potasio	Neutra	0	0
Rocas fosfóricas	Levemente alcalizante		10

Fuente: Adaptado de Tisdale, Nelson y Beaton, (1985).

## **Acidez y Características Químicas de los Suelos**

Para entender cabalmente el proceso de acidificación de los suelos de nuestra región, es importante conocer también algunas características químicas de los suelos derivados de cenizas volcánicas, puesto que van a condicionar la magnitud e intensidad que alcance este problema.

### **Suelos de Carga Variable**

Es común referirse a los suelos volcánicos chilenos como suelos de carga variable. Esto significa que son suelos en los cuales una proporción significativa de la carga eléctrica de la superficie de las partículas o coloides, que es responsable de la adsorción de los cationes, es dependiente del pH. Por ello, cuando disminuye el pH, también se produce una disminución de la capacidad del suelo para atraer cationes, los cuales al estar presentes en la solución, podrán perderse fácilmente por el arrastre de las aguas lluvia. A la inversa, cuando aumenta el pH de la solución de suelo, aumenta la capacidad de intercambio y ésta puede atraer una mayor cantidad de cationes que estarán disponibles para las plantas.

### **Capacidad de Intercambio de Cationes Efectiva**

Los cationes, iones cargados positivamente, que mayoritariamente se encuentran en los suelos son calcio, magnesio, potasio, sodio, hidrógeno y aluminio. Las partículas de arcillas en los suelos generalmente están cargadas negativamente y atraen, retienen y liberan los cationes. Las partículas de materia orgánica también tienen una carga negativa para atraer cationes. Los cationes intercambiables de los suelos pueden dividirse en:

- Cationes ácidos o acidez intercambiable: hidrógeno y aluminio.
- Cationes no ácidos o mal llamados cationes básicos o bases de intercambio: calcio, magnesio, potasio y sodio.

Los cationes ácidos, cuando son liberados a la solución de suelo, producen un aumento de la concentración de hidrógeno y, por lo tanto, una disminución del pH. En el caso del

aluminio, ello ocurre porque el ión aluminio ( $Al^{+3}$ ) en solución acuosa tiende a hidrolizarse, es decir, a combinarse con agua liberando iones hidrógeno ( $H^+$ ).

Los cationes básicos o bases de intercambio no producen cambios de pH en la solución de suelo y su nombre probablemente proviene del hecho que, si aumenta su proporción en el complejo coloidal del suelo, disminuye la de cationes ácidos y, consecuentemente, el pH será mayor.

El intercambio de cationes es el sistema natural mediante el cual las raíces de las plantas obtienen los elementos nutritivos como el calcio, el cual se encuentra adsorbido por las superficies cargadas negativamente de los coloides del suelo. El mecanismo consiste en la liberación de iones hidrógeno a la solución del suelo por parte de las raíces, los cuales se intercambian con iones calcio presentes en la superficie de los coloides del suelo. De esta manera, los iones calcio quedan en la solución de suelo de donde pueden ser absorbidos por las raíces.

Si la solución de suelo pierde cationes básicos por lixiviación o por absorción vía las raíces, se liberan bases de intercambio desde los coloides del suelo para mantener el equilibrio y los sitios negativos correspondientes se neutralizan con cationes ácidos. De esta manera, el suelo se va acidificando, la carga variable negativa va disminuyendo, el suelo se va empobreciendo en su fertilidad y aparecen problemas graves de toxicidad, principalmente de aluminio (Sadzawka y Campillo, 1993). Es conveniente estimar la carga negativa desarrollada por el suelo al pH que tiene en condiciones naturales. Ella se denomina "capacidad de intercambio de cationes efectiva" (CICE), que es la capacidad para retener e intercambiar cationes que tiene el suelo a su pH y corresponde a la suma de los cationes intercambiables.

Generalmente, los cationes ácidos, o acidez intercambiable, están constituidos principalmente por aluminio intercambiable, siendo el hidrógeno intercambiable proporcionalmente mucho menor, por lo que la CICE puede estimarse según la ecuación:



$$\text{CICE} = [\text{Ca} + \text{Mg} + \text{K} + \text{Na} + \text{Al}]$$

Donde la CICE y los cationes intercambiables están expresados en centimoles de carga positiva por kg de suelo (cmol+/kg).

### **pH del Suelo**

El pH es el indicador normalmente utilizado para estimar el grado de acidez o basicidad del suelo. Es un valor que expresa la actividad del ión hidrógeno ( $\text{H}^+$ ) en la solución del suelo. La actividad de un ión puede definirse como la concentración efectiva de ese ión en una solución.

El pH del suelo se define como el logaritmo (en base 10) negativo de la actividad del ión hidrógeno:

$$\text{pH} = -\log(\text{H}^+)$$

La escala de pH se extiende de 0 a 14, siendo el pH 7,0 el punto neutro, donde las actividades de iones hidrógeno ( $\text{H}^+$ ) y de iones hidroxilos ( $\text{OH}^-$ ) son iguales ( $10^{-7}$  mol/L de  $\text{H}^+$  o  $10^{-7}$  mol/L de  $\text{OH}^-$ ). Cuando aumenta la actividad de iones hidrógeno, disminuye la de iones hidroxilos, el pH baja de 7,0 y el suelo se acidifica y viceversa.

La expresión logarítmica de los valores de pH significa que por cada unidad de cambio de pH de una solución corresponde una variación de 10 veces en la actividad de  $\text{H}^+$ . Por ello, un suelo de pH 5,5 es 10 veces más ácido que un suelo de pH 6,5; mientras que un suelo de pH 4,5 es 100 veces más ácido que uno de pH 6,5.

Cuando el pH de la solución de suelo baja, por ejemplo, de 6 a 5, ello significa un aumento de 10 veces en la concentración de iones hidrógenos y, también, una disminución equivalente de iones hidroxilos (Sadzawka y Campillo, 1999):

Aunque la cantidad de H<sup>+</sup> en la solución de suelo normalmente es pequeña, la actividad de estos iones es muy importante. Las formas químicas de muchos elementos del suelo y los procesos microbianos que ocurren en el suelo están tan estrechamente relacionados al pH que no existe otra medida del suelo que integre tanta información. Algunos elementos influenciados por el pH (Cuadro 3), son nutrientes esenciales para las plantas, por lo cual el pH afectará la nutrición de los cultivos. Otros elementos son tóxicos cuando se presentan en cantidades excesivas y el pH del suelo ayuda a determinar cuando es probable que se manifieste toxicidad

**Cuadro 3.** Términos descriptivos de los suelos según el pH y efectos esperables en cada rango.

Término descriptivo	Rango de pH en agua	Efectos esperables
Extremadamente ácido	< 4,5	Condiciones muy desfavorables
Muy fuertemente ácido	4,5 – 5,0	Toxicidad de Al <sup>3+</sup> y
Fuertemente ácido	5,1 – 5,5	Exceso de Co, Cu, Fe, Mn y Zn Deficiencia de Ca, K, N, Mg, Mo, P, S Actividad bacteriana escasa
Moderadamente ácido	5,6 – 6,0	Adecuado para la mayoría de los cultivos
Ligeramente ácido	6,1 – 6,5	Máxima disponibilidad de nutrientes
Neutro	6,6 – 7,3	Mínimos efectos tóxicos Bajo pH 7,0 no hay carbonato de calcio
Ligeramente alcalino	7,4 – 7,8	Suelos generalmente con CaCO <sub>3</sub>
Moderadamente alcalino	7,9 – 8,4	Disminuye la disponibilidad de P Deficiencia creciente de Co, Cu, Fe, Mn, Zn Clorosis férrica
Fuertemente alcalino	8,5 – 9,0	En suelos no sódicos, puede haber MgCO <sub>3</sub> Mayores problemas de clorosis férrica Toxicidad de B
Muy fuertemente alcalino	> 9,0	Presencia de carbonato de sodio Suelo sódico Toxicidad de B y Na Deficiencias de micronutrientes excepto Mo Actividad microbiana escasa Condiciones muy desfavorables

Fuentes: Soil Science Society of América, 1987; Porta, López-Acevedo y Roquero, 1999, Brady y Weil, 2002; Schoeneberger et al., 2002.

Sin embargo, el significado del pH de un suelo tiene limitaciones porque varios factores afectan su medición (Sadzawka y Carrasco, 1985). Entre ellos, el más importante es la concentración salina. Las soluciones más usadas para determinar el pH de un suelo son agua destilada,  $\text{CaCl}_2$  0,01 mol  $\text{L}^{-1}$  y  $\text{KCl}$  1 mol  $\text{L}^{-1}$  (Sadzawka et al., 2006).

El agua no es un líquido muy apropiado para medir el pH en el suelo porque el contenido de sales del suelo (o fuerza iónica de la solución) es variable y cambios en el contenido de sales de la solución pueden tener significativos efectos en la medición del pH, alcanzando variaciones entre 0,3 y 1,0 unidades de pH.

Una de las ventajas que tiene la determinación del pH suspendiendo el suelo en una solución salina es que el valor obtenido es más real, ya que la concentración de  $\text{H}^+$  en la superficie de las partículas del suelo puede ser 100 a 1000 veces mayor que la de la solución que las rodea (Bohn, McNeal y O'Connor, 1979; Foth y Ellis, 1988). La solución de  $\text{CaCl}_2$  0,01 M se seleccionó asumiendo que tiene una fuerza iónica y una concentración de  $\text{Ca}^{+2}$  semejantes a la de la solución de suelo aunque no siempre se cumple en un gran número de suelos (Bache, 1988). La solución de  $\text{KCl}$  1 M posee una actividad de  $\text{K}^+$  lo suficientemente alta como para liberar a la solución el aluminio intercambiable. Otra ventaja importante que tiene el uso de soluciones salinas en la determinación del pH del suelo es que los valores obtenidos son menos susceptibles a las variaciones experimentales (Sadzawka y Flores, 1996).

En un estudio realizado en 139 muestras de suelos superficiales de La Araucanía (Sadzawka et al., 2000), el pH- $\text{CaCl}_2$  fue en promedio 0,3 unidades inferior al pH- $\text{H}_2\text{O}$  y el pH- $\text{KCl}$  en 0,6 unidades inferior al pH- $\text{H}_2\text{O}$ .

Las plantas normalmente no son afectadas directamente por valores de pH relativamente alejados del neutro. Sin embargo, el efecto indirecto puede ser drástico. Esto puede deberse a diversas razones tales como: deficiencia de algún nutriente, disminución de la actividad de microorganismos beneficiosos y abundancia de iones tóxicos para las plantas, como aluminio y manganeso.

El Sistema de Incentivos para la Recuperación de Suelos Degradados ha establecido un valor límite de pH de 5,8 en los suelos desde la Región del Bío Bío al norte, para postular a la bonificación por el uso de materiales que aumenten el pH del suelo.

Generalmente, cuando el pH en agua del suelo es inferior a 5,5, los niveles de aluminio en la solución se incrementan en forma exponencial, alcanzando niveles tóxicos para las plantas. Sin embargo, dicha toxicidad será relativa, dependiendo de la tolerancia o sensibilidad del cultivo.

### **Diagnóstico de la Toxicidad de Aluminio en Suelos**

Un buen método de diagnóstico de la toxicidad de aluminio en suelos debe ser capaz de distinguir entre las formas tóxicas y no tóxicas de Al, debe determinar cuando la toxicidad de aluminio limitará el crecimiento de la planta y debe reflejar la capacidad del suelo para mantener el suministro (Sadzawka y Campillo, 1999). Esta tarea es complicada debido a múltiples factores, entre los cuales destacan: el aluminio existe en distintas formas, la tolerancia de las plantas varía entre y dentro de las especies, la presencia de componentes orgánicos e inorgánicos modifica la expresión de la toxicidad, las condiciones humedad y temperatura influyen la toxicidad, existe variabilidad espacial y temporal dentro del suelo. Dadas las dificultades involucradas no es sorprendente que los intentos para desarrollar métodos de diagnóstico de la toxicidad aluminio en suelos han tenido un éxito limitado (Wright, 1989).

La determinación de la CICE, esto es, la suma de calcio, magnesio, potasio, sodio y aluminio intercambiables, y la estimación de la saturación de aluminio (contribución del aluminio en la CICE) dan una buena estimación de la toxicidad de aluminio en suelos del mismo tipo y sometidos a condiciones agroclimáticas similares, pero no son indicadores adecuados para un amplio rango de tipos de suelos. En suelos con predominio de minerales con carga variable, el aluminio intercambiable no es extraído cuantitativamente con la solución de KCl que normalmente se emplea. En estos suelos dominados por minerales tipo alófana, el método estándar para determinar el Al intercambiable puede subestimar el aluminio potencialmente tóxico para las plantas (Sadzawka y Campillo, 1999).

El pH en agua o el pH en soluciones salinas pueden usarse para estimar el grado de saturación de aluminio del complejo de intercambio siempre que se conozca la relación entre ellos para cada tipo de suelos (Suárez, 1990, 1991, 1994; Campillo y Sadzawka, 1993; Rodríguez, 1993).

Una técnica que permite identificar los suelos de diferente tipo que tienen problemas de toxicidad de aluminio es una técnica biológica que mide el desarrollo radicular de semillas germinadas en suelos. La semilla suministra los nutrientes y solamente la toxicidad de aluminio y las deficiencias de calcio y de boro limitan la elongación radicular. El método se ha usado exitosamente para detectar toxicidad de aluminio en un gran número de suelos y para evaluar la tolerancia a Al de diferentes genotipos dentro de una especie, usando un suelo con una toxicidad de aluminio conocida (Borie, Moreles y Pino, 1992; Gallardo y Borie, 1999).

### **Fitotoxicidad del Aluminio**

El principal efecto de la toxicidad por aluminio es la restricción del desarrollo radicular, por lo cual, las raíces reducen el volumen de suelo que pueden explorar y son ineficientes en la absorción de nutrientes y de agua. Además, un exceso de aluminio en la solución de suelo interfiere en el transporte y utilización de los nutrientes esenciales (calcio, magnesio, potasio y fósforo) y puede inhibir los procesos microbianos que suministran nutrientes a las plantas. A nivel celular, la toxicidad por aluminio afecta la estructura y el funcionamiento de la membrana, la síntesis de DNA y la mitosis, la elongación de la célula y la nutrición mineral y el metabolismo.

Las distintas especies de aluminio existentes en el suelo tienen diferente fitotoxicidad. Los estudios realizados indican que el aluminio ( $Al^{+3}$ ) es la principal especie mononuclear tóxica para las plantas. Sin embargo, la presencia de concentraciones adecuadas de potasio, calcio y magnesio elimina la toxicidad.

Las especies de plantas, y las variedades dentro de las especies, muestran grandes diferencias en la susceptibilidad a la toxicidad de aluminio (Cuadro 4). Así, por ejemplo, las leguminosas que dependen de la fijación simbiótica de nitrógeno aparentemente son más susceptibles a la toxicidad de aluminio que las leguminosas que reciben nitrógeno inorgánico. Esto se debe a que la toxicidad por aluminio tiene un efecto detrimental sobre la simbiosis leguminosa-rizobio causado principalmente por una reducción en el proceso de nodulación (Sadzawka y Campillo, 1993).

**Cuadro 4.** Niveles críticos y sensibilidad de las plantas al aluminio del suelo.

Especies	Saturación de Al %	Sensibilidad
Alfalfa Medicagos anuales Cebada	1 - 5,0	Altamente sensibles
Raps Falaris Trigo	5,1 - 10,0	Sensibles
Lupinus albus Avena (algunas) Trébol blanco Trébol subterráneo Festuca Ballica Triticale (algunos)	10,1 - 20,0	Moderadamente tolerantes
Triticale (algunos) Lupinus augustifolius Pasto ovillo Avenas (algunas) Centeno	20,1 - 30,0	Altamente tolerantes

Fuente: Cregan, Scott and Cumming, (1986)

La acidificación de los suelos generalmente se ha abordado desde una doble perspectiva: por un lado, utilizando variedades de plantas tolerantes y, por otro, corrigiendo la acidez mediante la aplicación de materiales encalantes. El uso de plantas tolerantes al aluminio ofrece una solución parcial a los problemas de toxicidad por aluminio en los suelos donde la adición de enmiendas no es económicamente posible o no es efectiva, como es el caso de acidez en el subsuelo. Sin embargo, esta vía conlleva un riesgo latente de incrementar la acidificación del suelo, en el corto o mediano plazo, sin apuntar al fondo del problema, con la consiguiente degradación del recurso suelo, impacto negativo en la productividad agrícola y peligro de la sustentabilidad del medio ambiente.

Finalmente, frente al escenario de una agricultura intensiva, competitiva y de alta productividad, el control de la acidificación debe ser considerado dentro del manejo de los suelos. Esto implica lo siguiente:

1. Debe contarse con un buen sistema de diagnóstico que permita evaluar adecuadamente los condicionantes de la acidificación.
2. La gestión general del agrosistema o rotación de cultivos debe evitar al máximo los aspectos del manejo que favorecen la acidificación del suelo.
3. El encalado sólo debe aplicarse luego de un diagnóstico preciso y objetivo del problema de acidificación, en función de la sensibilidad a la acidez del cultivo y siempre que se haya resuelto todas las limitaciones nutricionales del suelo.

## **Literatura Consultada**

- BACHE, B.W. 1988. Measurements and mechanisms in acid soils. *Comun. Soil Sci. Plant Anal.* 19: 775-792.
- BOHN, H.L., B.L. MCNEAL and G.A. O'CONNOR. 1979. Soil chemistry. 329 p. A Wiley-Interscience Publication, John Wiley, USA,
- BORIE B., B., A. MORALES L. y M. PINO B. 1992. Toxicidad de acidez y aluminio sobre plántulas de trébol rosado y trébol blanco, crecidos en solución nutritiva. *Agricul. Téc. (Chile)*, 52: 134-138.
- BRADY, N.C. and R.R. WEIL. 2002. The nature and properties of soils. 960 p. 13<sup>th</sup>. ed.. Prentice Hall, New Jersey, USA.
- CAMPILLO R., R. y A. SADZAWKA R. 1993. Problemática de la acidez de los suelos de la IX Región. II. Manejo del encalado y sus implicancias. p. 9-17. Serie Carillanca N°38. *In* R.Campillo R. (ed.) Acidez de los suelos de la Araucanía. Instituto de Investigaciones Agropecuarias), Est. Exp. Carillanca (. Temuco, Chile.
- CREGAN, P.P., B.J. SCOTT and R.J. CUMMING. 1986. Liming problem acids soils. *Paginas Department of Agriculture, New South Wales, AGFAGTS. Ciudad y Pais*
- FOTH, H.D and B.G. ELLIS. 1988. Soil fertility. 212 p. John Wiley, New York, USA.
- GALLARDO A., F. y F. BORIE B. 1999. Sensibilidad y tolerancia de especies y cultivares a condiciones de acidez. Tests rápidos de diagnóstico. *Frontera Agrícola (Chile)* 5(1-2): 3-18.
- PORTA, J.; M. LÓPEZ-ACEVEDO y C. ROQUERO. 1999. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. 849 p. 2<sup>a</sup> ed Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España.
- RODRÍGUEZ S., J. 1993. Manual de fertilización. 362 p. Colección en Agricultura, Facultad de Agronomía, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile,.
- SADZAWKA R., A. y R. CAMPILLO R. 1993. Problemática de la acidez de los suelos de la IX Región. I. Génesis y características del proceso. *Investigación y Progreso Agropecuario Carillanca*) 12(3),: 3-7.
- SADZAWKA R., A. y R. CAMPILLO R. 1999. Acidificación de los suelos y los procesos involucrados. p:93- 103. Serie Remehue N° 71 *In*: M.Alfaro (ed.) Curso de capacitación para operadores del Programa de Recuperación de Suelos Degradados Zona Sur (Regiones IX y X). , Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional de Investigación Remehue, Osorno, Chile.
- SADZAWKA R., A. y M.A. CARRASCO R. 1985. Química de los suelos volcánicos. p:337-434. *In* J.Tosso. (ed.) Suelos volcánicos de Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Santiago, Chile,



- SADZAWKA R., A. y H. FLORES P. 1996. Intercambio de muestras y de análisis de laboratorio (INTERLAB). 25 p. 1a. Jornada de estandarización de metodologías de análisis de suelos, Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional de Investigación La Platina Santiago, Chile, 10-11 julio 1996, Santiago, Chile.
- SADZAWKA R., A., A. MONTENEGRO B., R. CAMPILLO R. y C. ROJAS W. 2000. Relación entre pH-H<sub>2</sub>O, pH-KCl, pH-CaCl<sub>2</sub> y otras características químicas en suelos de la IX Región. p. 54. 51 Congreso Agronómico de Chile, Universidad de Talca, , 7-10 noviembre 2000, Talca, Chile.
- SADZAWKA R., A., M.A. CARRASCO R., R. GREZ Z., M.L. MORA G., H. FLORES P. y A. NEAMAN. 2006. Métodos de análisis de suelos recomendados para los suelos de Chile. 164 p Serie Actas INIA N° 34 Revisión 2006. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, , Santiago, Chile,
- SCHOENEBERGER, P.J., D.A. WYSOCKI, E.C. BENGHAM and W.D. BRODERSON (eds.). 2002. Field book for describing and sampling soils. Version 2.0. Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, Nebraska, USA.
- SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA .1987. Glossary of soil science terms. 44p. American Society of . Agronomy, Madison, Wisconsin, USA,
- SUÁREZ F., D. 1990. Estimación de las necesidades de encalado. p. 153-160.  
*In VI Congreso Nacional de Ciencia del Suelo, Universidad de la Frontera, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Temuco, Chile.*
- SUÁREZ F., D. 1991. Diagnóstico de las necesidades de encalado. p. 77-94. Serie Remehue N°15 *In Acidez y encalado de suelos en la Región de Los Lagos. Instituto de Investigaciones Agropecuarias , Estacion Experimental Remehue Osorno, Chile.*
- SUÁREZ F., D. 1994. Uso de cales y fertilizantes en praderas de la zona sur. p.: 39-65. Serie B-18 *In L.Latrille. (ed.) Producción animal. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias, Instituto de Producción Animal, Valdivia, Chile.*
- SUÁREZ F., D. 1996. Acidificación de suelos y uso de fertilizantes nitrogenados. p.: 145-161 Serie B-20 *In L. Latrille. (ed.) Producción animal. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias, Instituto de Producción Animal, Valdivia Chile*
- TISDALE, S.L., W.L. NELSON and J.D. BEATON. 1985. Soil fertility and fertilizers. 4 ed. Macmillan. New York, USA.
- WRIGHT, R.J. 1989. Soil aluminum toxicity and plant growth. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 20: 1479-1497.