نقش نوع مدیریت آنتی بیوتیک‌های وارد شده به خاک در حفظ سلامت زنجیره غذایی

مهسا محمدزاده[۱]، فروزان قاسمیان[۲]، یونس خسروی[۳]
به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و استادیاران گروه محیط زیست، دانشگاه زنجان

چکیده

آنتی بیوتیک‌ها به عنوان مکمل غذایی به‌طور گسترده‌ای برای بهبود رشد و کنترل انواع بیماری‌ها به جیره‌ی دام‌ها اضافه می‌شوند. قسمت عمده‌ای از آنتی بیوتیک‌هایی که در دامداری‌ها استفاده می‌شود از طریق ادرار و مدفوع دام ها خارج می‌شود. استفاده از این فضولات حیوانی در خاک‌ها به عنوان کودهای آلی ممکن است باعث آلودگی محیط زیستی شود. علیرغم اطلاعات موجود در مورد پیامدهای زیست محیطی ورود آنتی بیوتیک‌ها به منابع آب و خاک، تاثیر نوع مدیریت در حفظ سلامت زنجیره غذایی هم چنان اندک می‌باشد. در این مقاله نحوه انتشار آنتی بیوتیکها در محیط زیست، غلظت آنتی بیوتیک-ها در خاک و کود دامی، تاثیر کمپوست شدن بر تجزیه آنتی بیوتیک‌ها در کود دامی و برهمکنش آنتی بیوتیک‌ها در خاک مورد بررسی قرار می‌گیرد.

واژه های کلیدی: آنتی بیوتیک، تجزیه، کود دامی، محیط زیست

مقدمه

آنتی بیوتیک‌ها به‌طور گسترده‌ای در دامداری‌ها برای پیشگیری از بیماری‌ها و افزایش رشد مورد استفاده قرار می‌گیرند (Aust et al, 2008) .این آنتی بیوتیک‌ها به عنوان مکمل غذایی برای بهبود رشد به جیره‌ی دام‌ها اضافه می شوند (Kumar et al, 2005b) . اگرچه استفاده از آنتی بیوتیک‌ها در جیره‌ی غذایی برای افزایش رشد از سال ۱۹۹۸ در کشور های عضو اتحادیه اروپا ممنوع شده است (CEC, 1998a). ولی این آنتی بیوتیک‌ها همچنان در کشورهای دیگری مانند کانادا، ایالات متحده، کره جنوبی و ایران استفاده می شود.

قسمت عمده‌ای از آنتی بیوتیک‌هایی که در دامداری‌ها استفاده می‌شود از طریق ادرار و مدفوع دام‌ها خارج می‌شود (Aust et al, 2008). استفاده از این فضولات حیوانی در خاک‌ها به‌عنوان کودهای آلی ممکن است باعث آلودگی محیط زیستی شود. آنتی‌بیوتیک‌های استفاده شده نسبت به تجزیه میکروبی مقاوم می‌باشند (Dalliver et al, 2008) و بر اثر نفوذ درون خاک و یا جریان‌های سطحی به آب‌های زیرزمینی و یا آب‌های سطحی وارد می‌شوند (Barkhardt et al, 2005). حضور دائمی و پایدار آنتی‌بیوتیک‌ها در محیط زیست منجر به افزایش مقاومت آنتی‌بیوتیکی جمعیت‌های میکروبی می شود. چرا که حتی غلظت-های کم آنتی بیوتیک‌ها باکتری مقاوم به آنتی‌بیوتیک را ترغیب به بقا می‌کند (Witte, 1998; Boxall et al, 2003) همچنین برخی از این آنتی‌بیوتیک‌ها باعث ایجاد حساسیت‌های جدی و یا سمیت در انسان‌ها می‌شود (Patterson et al, 1995).

علیرغم مطالعات انجام شده، اطلاعات موجود در مورد پیامدهای زیست محیطی ورود آنتی بیوتیک‌ها به منابع آب، خاک، تاثیر آن بر سلامت انسان‌ها هم چنان اندک می باشد. بنابراین به تحقیقات بیشتری نیاز است تا تاثیر آنتی بیوتیک‌ها بر انسان و محیط زیست را به طور کامل مشخص نموده و منجر به تأسیس یک پروتکل مدیریتی برای کاربرد آنتی بیوتیک‌ها شود. در این مقاله نحوه انتشار آنتی‌بیوتیک‌ها در محیط زیست، غلظت آنتی بیوتیک‌ها در خاک و کود دامی، تاثیر کمپوست شدن بر غلظت آنتی‌بیوتیک‌ها در کود دامی و برهمکنش آنتی بیوتیک‌ها در خاک مورد بررسی قرار می‌گیرد. اغلب تحقیقات انجام شده درباره‌ی سه آنتی بیوتیک تتراسایکلین، سولفونامید و ماکرولیدها می‌باشد. این آنتی بیوتیک‌ها بیش از شصت درصد آنتی بیوتیک‌های استفاده شده در دنیا را شامل شده و خطرات زیست محیطی آنها بیشتر می باشد (Seo et al 2007).

نرخ دفع و غلظت آنتی‌بیوتیک‌ها در کود حیوانی

اگرچه آنتی‌بیوتیک‌های حوزه‌ی دام پزشکی ممکن است به طور طبیعی وارد محیط زیست شوند ولی اغلب این آنتی-بیوتیک‌ها به دست عوامل انسانی وارد محیط زیست می‌شود. قسمت عمده آزاد سازی این آنتی‌بیوتیک‌ها به دلیل کاربرد کودهای دامی به شکل تازه یا کمپوست شده در زمین‌های کشاورزی می‌باشد.

از آن جایی که ترکیبات آنتی بیوتیکی از نظر تحرک آنها در بدن دام‌ها بهینه نمی باشد .اغلب آنتی بیوتیک‌های استفاده شده برای دام ها به مقدار کمی در سیستم گوارشی آنها جذب می‌شود (Thiele-bruhn, 2003) بنابراین مقدار قابل توجهی از آنتی بیوتیک‌های استفاده شده همراه با ادرار و مدفوع طی چند روز پس از مصرف دفع می شود (Aust et al, 2008) تتراسایکلین که به صورت خوراکی مصرف می شود به سرعت توسط فضولات دفع می شود.به طور کلی در بیشتر دام‌ها حدود ۷۲ درصد از مواد تشکیل دهنده آنتی بیوتیک‌ها طی دو روز پس از مصرف در فضولات بازیافت می شود(Winckler and Grafe, 2001). آنتی بیوتیک‌های دام پزشکی اغلب در کودهای گاوها و مرغ ها یافت می‌شوند که شامل تتراسایکلین، تایلوزین، سولفامتازین، آمبرولیوم، منزین، ویرجینیامیسین، پنیسیلین، نیکاربازین، می‌باشد(Webb and Fontenot, 1975). تتراسایکلین بین ۶۵-۷۵ درصد، سولفامتازین (SMZ) ۹۰ درصد و تایلوزین (TWL) بین ۲۱-۱۰۰ درصد نرخ دفع دارند.

با توجه به نوع آنتی بیوتیک مواد دفع شده علاوه بر ترکیبات اولیه آنتی‌بیوتیکی ممکن است شامل متابولیت‌های فعال و غیرفعال آن‌ها باشد (Aust et al, 2008). در پژوهشی تیله برون (Thiele-Bruhn, 2003) گزارش نمود که قسمت عمده آنتی بیوتیک‌ها به صورت مواد اولیه تشکیل دهنده آنها می باشد اما برخی از متابولیت‌ها نیز ممکن است دفع شوند که به طور طبیعی زیست فعال می باشد. حتی اگر متابولیت‌های آنتی بیوتیکی زیست فعال نیز نباشند آن ها به طور بالقوه پس از دفع می توانند به مواد تشکیل دهنده‌ی اولیه خود تبدیل شوند (Langhammer, 1989). به عنوان مثال ترکیب گلوکرونید از ان چهار استیلانتد سولفامتازین به عنوان یک متابولیت از آنتی بیوتیک (SMZ) از خوک دفع می‌شود . و سپس این ترکیب در کود مایع آن دوباره به مواد تشکیل دهنده اولیه تبدیل می شود (Berger et al, 1986) آنتی بیوتیک SMZ پس از مصرف توسط دام‌ها در کبد به ترکیبات قندی متصل شده و غیر فعال می‌شود ولی پس از دفع میکروارگانیسم‌ها ترکیبات قندی را به سرعت تجزیه نموده و آنتی‌بیوتیک آزاد می شود (Renner, 2002) مطالعات انجام شده در مورد توزیع آنتی بیوتیک‌ها در انواع کود های حیوانی نشان داده است که غلظت نهایی این آنتی بیوتیک‌ها به مقدار کل آنتی بیوتیک اضافه شده به جیره دام و نرخ دفع آن بستگی دارد در بیشتر تحقیقات انجام شده غلظت کلرو تترا سایکلین بیش از آنتی بیوتیک‌های SMZ و TWL بوده است.

غلظت آنتی بیوتیک‌ها در خاک

غلظت آنتی بیوتیک در خاک، غلظت آنتی‌بیوتیک‌ها در خاک بر اثر اضافه کردن کود دامی تازه ویا کمپوست شده افزایش می یابد (Hamscher et al, 2002) با توجه به غلظت CTC و TYL در کود دامی، کاربرد ۵۰ متر مکعب کود دامی در یک هکتار خاک منجر به اضافه شدن ۳۸۷ گرم CTC و ۲۰۲ گرم TYL به یک هکتار خاک می‌شود (Kumar et al, 2005 b). دلیگرو و همکاران (De Liguoro et al, 2003) گزارش نمودند که اضافه کردن ۹۶ تن کود دامی در هکتار به طور متوسط غلظت ِژ را در خاک تا عمق ۴۵ سانتی متری تا ۱۰ میلی گرم برگرم خاک افزایش می‌دهد. همچنین تخمین زده می‌شود که غلظت آنتی بیوتیک‌های TCS در خاک های کشاورزی بین ۴۹۰ تا ۹۰۰ میلی گرم بر گرم خاک می باشد. غلظت ماکرولیدها بین ۱۳تا ۶۷ میلی گرم بر گرم خاک می باشد (Thiele-Bruh, 2003). در صورتی که آنتی‌بیوتیک‌ها در خاک تجزیه نشوند، به مرور زمان غلظت آنها در خاک زیاد می شود و به مقادیر بالاتری نسبت به آنچه تاکنون اندازه گیری شده است می رسد.

تجزیه آنتی بیوتیک‌ها طی فرایند کمپوست شدن

فرایند کمپوست نمودن کودهای حیوانی راهکاری مناسب برای آزد سازی عناصر غذایی موجود در کودها، کاهش عوامل بیماری‌زا ، و کاهش بوی نامطبوع کودهای حیوانی می باشد. کمپوست نمودن کود دامی به طور معنی داری غلظت آنتی بیوتیک‌ها را در فضولات کاهش می دهد. آلوارز و همکاران(Alvarez et al, 2010) پس از بررسی تاثیرات بازدارندگی آنتی -

بیوتیک‌ها طی فرایند هضم بی‌هوازی مشاهده کردند تولید گاز متان در هر دو آنتی‌بیوتیک کاهش یافت. غلظت اوکسی‌تترا-سایکلین در مدفوع دامی در روز دهم، در کود کمپوست شده در روز ۳۰ ام و در خاک پس از ۱۴۰ روز به ترتیب ۵۴، ۶/۳ و کمتر از ۰/۲۳ درصد نسبت به تیمار شاهد بود که نشان می‌دهد (De Liguoro et al, 2003). فرایند کمپوست شدن مقدار قابل ملاحظه‌ای از آنتی بیوتیک‌ها تجزیه می شوند .در پژوهشی کلز و همکاران (Kola et al, 2005) گزارش نمودند که بین ۶۵ تا۸۵ درصد تجزیه TYL در کود دامی طی ۲۴ ساعت شرایط بی‌هوازی تجزیه می‌شود و در شرایط هوازی در طی ۱۲ ساعت تمام آن تجزیه شد. از آنجایی که TYL بار مثبت دارد با کاتیون های فلزی تشکیل کمپلکس نمی دهد اما با بارهای منفی موجود در مواد آلی کود دامی پیوندهای مستحکمی برقرار می کند (Loke et al 2002) در بسیاری از مطالعات دیگر این موضوع بررسی شده است. بائو و همکاران (Bao et al, 2009) گزارش نمودند که بیش از ۹۲ درصد کلروتتراسایکلین (CTC) موجود در کود مرغی با تیمار هوازی در رطوبت ۶۰ درصد در طی ۴۵ روز حذف شد. دالیور و همکاران (Dolliver, 2008) کود مرغی را به مدت ۱۰روز و در دمای ۶۰ درجه سلسیوس تیمار نموده و گزارش کردند که ۹۹ درصد Ctc ،۷۶ درصد Tyl از کود مرغی حذف شدند ولی غلظت SMZ تغییری نداشت. همچنین آریکان و همکاران (Arikan, 2009) گزارش نمودند که تیمار کود گاوی در دمای ۳۵ درجه سلسیوس و شرایط بی‌هوازی به مدت ۳۳ روز منجر به کاهش ۷۵ درصدی غلظت آنتی بیوتیک‌ها در کود مرغی می شود.به طور کلی نرخ تجزیه آنتی بیوتیک‌ها در طی فرایند کمپوست شدن بسته به نوع آنتی بیوتیک نوع کود دامی و شرایط کمپوست شدن متفاوت است. در بین سه نوع کود خوکی، کود گاوی، وکود مرغی غلظت CTC در کود خوکی کمتر از دو مورد دیگر طی فرایند کمپوست سازی تحت تاثیر قرار گرفت اگر چه دمای محیط وزمان کمپوست شدن بیشترین عامل موثر در این زمینه بود. به نظر می رسد حذف آنتی بیوتیک‌ها بیشتر تحت تاثیر فرایند های غیر زنده مانند جذب سطحی قرار می گیرد تا فرایند های زنده (Aust et al, 2008) . تتراسایکلین معمولا به اجزای کود دامی متصل می شود و این به کاتیون های دو ظرفیتی موجود در کود دامی مرتبط می‌باشد (Chadwick and chen, 2002) اگرچه توانایی کلات شدن CTC با ترکیبات آلی موجود در کود دامی نیز در این مورد موثر است (Martin, 1979) همچنین گفته می شود که در طی فرایند کمپوست شدن مکان های جذب سطحی بیشتری برای آنتی بیوتیک ایجاد می‌شود (Hartlieb et al, 2003) و در نتیجه غلظت های قابل عصاره‌گیری آنتی بیوتیک‌ها و متابولیت‌های آن‌ها با گذشت زمان در فرایند کمپوست شدن کاهش می یابد. (Arikan, et al 2009) کاهش نرخ رشد مشابه CTC در کود گاوی استریل شده و غیر استریل نشان می دهد که حذف این آنتی بیوتیک بیشتر به فرایندهای وابسته به دما و غیر زنده بستگی دارد. (Arikan et al, 2009). همچنین شمارش جمعیت‌های میکروبی نشان داد که بعد از کمپوست کردن کود دامی آغشته به CTC، جمعیت ارگانیسم‌های مقاوم به CTC کاهش می یابد و این بیانگر آن است که CTC غیر قابل عصاره‌گیری موجود در کمپوست، از نظر زیستی غیر فعال است (Arikan et al, 2009) در پژوهشی گاوالچین و کاتز (Gavalchin and Katz, 1994) نشان دادند که ۴۴، ۸۸، ۱۰۰ درصد از CTC موجود در مخلوط خاک و کود مرغی به ترتیب در دمای ۳۰،۲۰،۴ درجه سلسیوس به مدت ۴۰ روز در بستر باقی مانده و حذف نشدند.مطالعات انجام شده در مورد حذف یا تبدیل غیر زیستی نشان می دهد که حداقل قسمتی از تجزیه CTC و یا DTC در طی فرایند کمپوست شدن یا انباشت کود های دامی به واسطه فرایند های غیر زیستی می باشد (Seborg et al, 2004) با توجه به اطلاعات موجود، فرایند مناسب کمپوست سازی کود های حیوانی به طرز قابل ملاحضه ای تاثیر آنتی بیوتیک‌ها را در محیط زیست کاهش می دهد و می توان از آن ها در خاک به عنوان کود آلی استفاده نمود. اگرچه سایر آنتی بیوتیک‌های مورد استفاده در حوزه دام و همچنین سرنوشت بقایای آنتی بیوتیکی در کمپوست اضافه شده به خاک انجام می شود زیرا اگر فرض شود که تثبیت آنتی بیوتیکی در کمپوست وابسته به فرایند های غیر زیستی می باشد،آن گاه آنتی بیوتیک‌های غیر فعال شده در فرایند کمپوست شدن ممکن است به طور بالقوه در خاک دوباره فعال شود.

غلظت آنتی بیوتیک‌ها در خاک

غلظت آنتی بیوتیک در خاک ، غلظت آنتی بیوتیک‌ها در خاک بر اثر اضافه کردن کود دامی تازه و یا کمپوست‌شده افزایش می یابد (Hamscher et al, 2002) با توجه به غلظت CTC و TYL در کود دامی، کاربرد ۵۰ متر مکعب کود دامی در یک هکتار خاک منجر به اضافه شدن ۳۸۷ گرم CTC و ۲۰۲ گرم TYL به یک هکتار خاک می شود (Kumar et al, 2005b).

دلیگرو و همکاران (De Liguoro, Katz) گزارش نمودند که اضافه کردن ۹۶ تن کود دامی در هکتار به طور متوسط غلظت DTC را در خاک تا عمق ۴۵ سانتی متری تا ۱۰ میلی‌گرم برگرم خاک افزایش می دهد. همچنین تخمین زده می شود که غلظت آنتی بیوتیک‌های Tcs در خاک های کشاورزی بین ۴۹۰ تا ۹۰۰ میلی گرم بر گرم خاک می باشد. غلظت ماکرولیدها بین ۱۳تا ۶۷ میلی گرم بر گرم خاک می باشد(Thiele-Bruhn, 2003). در صورتی که آنتی بیوتیک‌ها در خاک تجزیه نشوند، به مرور زمان غلظت آنها در خاک زیاد می شود و به مقادیر بالاتری نسبت به آنچه تاکنون اندازه گیری شده است می‌رسد.

برهم کنش با خاک

به نظر می‌رسد فقط آنتی بیوتیک‌های سرسخت بتوانند با خاک برهم کنش داشته باشند. از آنجایی که آنتی بیوتیک‌های دامی که از طریق کود دامی در خاک منتشر می شوند، در ابتدا توسط فرایندهای غیر زنده تجزیه اولیه را حل می‌کنند ولی آنتی بیوتیک‌های سرسخت به راحتی تجزیه نمی‌شوند (Gartiser et al 2007). در گزارشی کروزیگ و هوتیج (Kreuzig and Holtge, 2005) اعلام کردند که تنها یک درصد از سولفادیازین کاربردی مدرن شده ۸۲ درصد آن بعد از ۱۰۲روز انکوباسیون به صورت غیر قابل عصاره گیری باقی مانده بود. مقدار آنتی بیوتیک جذب سطحی شده در خاک به نوع آنتی بیوتیک، ویژگی-های خاک مانند PH، مواد آلی و حضور کاتیون های دو ظرفیتی بستگی دارد (Rablle and spliid, 2000) آنتی بیوتیک CTC به شدت با اجزای خاک پیوند برقرار ی کند و در خاک تجمع پیداد می کند (Hamscher, 2002) در حالیکه SMZ در محیط زیست باقی می ماند و قابلیت آبشویی شدن دارد (Thiele-Bruhn, 2003) و مقدار قابل توجهی از Dtc (۹۵- ۹۹) درصد با اجزای خاک پیوند برقرار می کند. (Rabolle and Spliid, 2000).

تال و همکاران (Tolls, 2001) جذب سطحی خاک را مورد مطالعه قرار دادند و مشخص نمود که برخی آنتی‌بیوتیک‌ها تحرک زیادی در خاک دارند.کریستین و همکاران (Christian et al, 2003) مشخص نمودندکه تتراسایکلین قادربه تشکیل کمپلکس با کاتیون دو ظرفیتی مانندکلسیم و منیزیم دارد. بوکسال و همکاران (Boxall et al, 2006) با آنالیز خاک مشخص کردند که آنتی بیوتیک‌ها حداقل به مدت چند ماه پس از اضافه شدن درخاک باقی می‌ماندند و توسط ریشه برخی گیاهان مانند هویج ،کاهو، و ذرت جذب می شوند.. کیم و همکاران(Kim et al, 2011) طی پژوهش های خود دریافتد که سالانه مقدار زیادی آنتی بیوتیک در پرورش دام و طیوراستفاده می شود که بیشتر آن در منابع آب وخاک باقی مانده و وارد سیستم های زیستی می شود. چیسا و همکاران (Chessa et al, 2016) پس از مطالعه روی ترکیب جمعیت باکتری‌های خاک به این نتیجه رسیدند که وجود آنتی بیوتیک در کود دامی باعث تغییر DNA باکتری شده و ترکیب جمعیتی آن را کاهش می دهد.

منابع

Alvarez J.A., Otero L., Lema J.M., and Omil F. 2010. The effect and fate of antibiotics during the anaerobic digestion of pig manure. Bioresour Technol, 101: 8581-8586.

Arikan O.A., Mulbry W., and Rice C. 2009. Management of antibiotic residues from agricultural sources: use of composting to reduce chlortetracycline residues in beef manure from treated animals. Journal of Hazardous Materials, 164: 483–489.

Aust M. O., Godlinski F., Travis G. R., Ha X ., McAllister T. A., and Leinweber P. 2008. Distribution of sulfamethazine, chlortetracycline and tylosin in manure and soil of Canadian feedlots after subtherapeutic use in cattle. Environmental Pollution, 156: 1243–1251.

Bao Y., Zhou Q., Guan L., and Wang Y. 2009. Depletion of chlortetracycline during composting of aged and spiked manures. Waste Management, 29: 1416–1423.

Berger K., Peterson B., and Buening-Pfaune H. 1986. Persistence of drugs occurring in liquid manure in the food chain. Archiv für Lebensmittelhygiene, 37: 99–102.

Boxall A. B. A., Kolpin D. W., Halling-Srensen B., and Tolls J. 2003. Are veterinary medicines causing environmental risks? Environmental Science and Technology, 37: 286–294.
Boxall A. B. A., Johnson P., Smith E. J., Sinclair C. J., Stutt E., and Levy L. S. 2006. Uptake of veterinary medicines from soils into plants. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 54: 2288–2297.
Burkhardt M., Stamm C., Waul C., Singer H., and Muller S. 2005. Surface runoff and transport of sulfonamide antibiotics and tracers on manured grassland. Journal of Environmental Quality, 34: 1363–1371.
CEC. 1998a. Council regulation 2788/98. Official Journal of the European Communities Legislation, L347, 32.
Chadwick D. R., and Chen S. 2002. Manures. In P. M. Haygarth & S. C. Jarris (Eds.), Agriculture, hydrology and water quality (pp. 57–82). CABI Publishing. Wallington, UK.
Chessa L., Jechalke S., Ding G. C., Pusino A., Mangia N.P., and Smalla K. 2016. The presence of tetracycline in cow manure changes the impact of repeated manure application on soil bacterial communities. Biology and Fertility of soils, 52: 1121-1134.
Christian T., Schneider R.J., Farber H.A., Skutlarek D., Meyer M.T., and Goldbach H.E. 2003. Determination of antibiotic residues in manure, soil, and surface waters. Acta Hydrochimica et Hydrobiologica, 31: 36-44.
De Liguoro M., Cibin V., Capolongo F., Halling-Srensen B., and Montesissa C. 2003. Use of oxytetracycline and tylosin in intensive calf farming: evaluation of transfer to manure and soil. Chemosphere, 52: 203–212.
Dolliver H., Gupta S., and Noll S. 2008. Antibiotic degradation during manure composting. Journal of Environmental Quality, 37: 1245–1253.
Gartiser S., Urich E., Alexy R., and Kummerer K. 2007. Anaerobic inhibition and biodegradation of antibiotics in ISO test schemes. Chemosphere, 66:1839–1848.
Gavalchin J., and Katz S. E. 1994. The persistence of fecal-borne antibiotics in soil. Journal of AOAC International, 77: 481–485.
Hamscher G., Abu-Quare A., Sczesny S., Hoper H., and Nau H. 2000. Determination of tetracyclines and tylosin in soil and water samples from agricultural areas in Lower Saxony. In L. A. van Ginkel & A. Ruiter (Eds.), The Euroside IV Conference (pp. 522–526). Bilthoven: National Institute of Public Health and the Environment (RIVM).
Hartlieb, N., Ertunc, T., Schaeffer, A., & Klein, W. (2003). Mineralization, metabolism and formation of non-extractable residues of 14C-labelled organic contaminants during pilot-scale composting of municipal biowaste. Environmental Pollution, 126, 83–91.
Kolz A. C., Moorman T. B., Ong S. K., Scoggin K. D., and Douglass E. A. 2005. Degradation and metabolite production of tylosin in anaerobic and aerobic swine-manure lagoons. Water Environment Research, 77: 49–56.
Kim K. R., Owens G., Kwon S. I., So K. H., Lee D. B., and Ok Y.S. 2011. Occurrence and Environmental Fate of Veterinary Antibiotics in the Terrestrial Environment. Water, Air, & Soil Pollution, 214: 163-174.
Kreuzig R., and Holtge S. 2005. Investigations on the fate of sulfadiazine in manured soil: laboratory experiments and test plot studies. Environmental Toxicology and Chemistry, 244: 771–776.
Kumar K., Gupta S. C., Chander Y., and Singh A. K. 2005b. Antibiotic use in agriculture and their impact on the terrestrial environment. Advances in Agronomy, 87: 1–54.
Langhammer J.P. 1989. Untursuchungen zum Verbleib antimikrobiell wirksamer Aezneistoffe als in Gulle und im landwirtschaftlichen Umfeld. Universitat Bonn, Germany (in German).
Loke M. L., Tjornelund J., and Halling-Sorensen B. 2002. Determination of the distribution coefficient (logK d) of oxytetracycline, tylosin A, olaquindox and metronidazole in manure. Chemosphere, 48: 351–361.
Martin S. R. 1979. Equilibrium and kinetic studies on the interaction of tetracyclines with calcium and magnesium. Biophysical Chemistry, 10: 319–326.
Patterson R., DeSwarte R., Greenberger P., Grammer L., Brown J., and Choy C. A. 1995. Drug allergy and protocols for management of drug allergies. Providence: OceanSide Publisher.
Rabolle M., and Spliid, N. H. 2000. Sorption and mobility of metronidazole, olaquindox, oxytetracycline and tylosin in soil. Chemosphere, 40: 715–722.
Renner R. 2002. Do cattle growth hormones pose an environmental risk? Environmental Science and Technology, 36: 194A–197A.
Seborg T., Ingerslev F., and Halling-Srensen B. 2004. Chemical stability of chlortetracycline and chlortetracycline degradation products and epimers in soil interstitial water. Chemosphere, 5: 1515–1524.
Seo Y. H., Choi J. K., Kim S. K., Min H. K., and Jung Y. S. 2007. Prioritizing environmental risks of veterinary antibiotics based on the use and the potential to reach environment. Korean Journal of Soil Science and Fertilizer, 401: 43–50.
Thiele-Bruhn S. 2003. Pharmaceutical antibiotic compounds in soils—a review. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 166: 145–167.
Tolls J. 2001. Sorption of veterinary pharmaceuticals in soil:Areview. Environ. Sci. Technol, 35:3397–3406.

Webb K. E. and Fontenot J. P. 1975. Medicinal drug residues in broiler litter and tissues from cattle fed litter. Journal of Animal Science, 41: 1212–1217.
Winckler C. and Grafe A. 2001. Use of veterinary drugs in intensive animal production. Journal of Soils and Sediments, 1: 66–70.
Witte W. 1998. Medical consequences of antibiotic use in agriculture. Science, 279: 996–996.

Antibiotics management role in the health of food chain

M. Mohammadzade, F. Ghasemian Roudsari, Y. Khosravi
M.Sc. Student and Assistant professors respectively, Department of Environmental Science, Faculty of Science, University of Zanjan

Abstract

Antibiotics are widely used as a dietary supplement to improve growth and control of animal diseases are added to the diet. The majority of antibiotics used in livestock are excreted via animal urine and faeces. Application of these animal waste in agricultural fields as organic fertilizers may contaminate the environment. Despite the information available about the environmental consequences of the arrival of antibiotics in soil and water resources, the impact of management to protect the health of the food chain is still low. This article describes Environmental Release of the antibiotic, the concentration of antibiotics in soil and manure, compost impact on the degradation of antibiotics in the manure and the interaction of antibiotics in soil is investigated.

Keywords: Antibiotic, Environment, Degradation, Manure