

湿地铁的生物地球化学循环及其环境效应*

姜 明^{1,2} 吕宪国¹ 杨 青¹ 佟守正¹

(1 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 长春 130012)

(2 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要 湿地位于水陆过渡地带, 干湿交替引起的氧化还原变化是湿地中最为典型、普遍的现象。铁作为湿地中的主要氧化还原物质, 它的变化对湿地环境具有重要的指示性作用。本文介绍了湿地铁的时空分布及其转化规律, 指出湿地铁循环的影响因素, 分析了湿地铁循环在湿地土壤形成、湿地植物的生理生态、湿地的物质循环、环境指示等方面的效果; 最后对湿地铁循环研究中的存在问题及发展方向提出几点建议。

关键词 铁; 生物地球化学循环; 环境效应; 湿地

中图分类号 S1541.2

文献标识码 A

湿地是水体系统和陆地系统之间相互联系、相互作用而变化的活跃地带, 干湿交替是发生在湿地中的一种非常典型、普遍的现象。铁是主要的氧化还原物质^[1], 铁的变化对湿地中的氧化还原环境具有重要的指示性意义^[2,3]。在湿地氧化还原物质研究中, 对于氮、碳、硫等元素研究广泛, 而铁锰等金属离子研究较少^[4~8]。国际地圈生物圈计划(IGBP)、国际全球环境变化人文因素计划(IHDP)和世界气候研究计划(WCRP)三大计划提出了碳/汇和碳通量的时空分布及碳循环动力学研究的科学需求, 铁循环影响了碳的源汇过程^[9~11]; 国际水文计划(IHP)第六阶段计划(2002年至2007年)也明确提出加强河床和湿地的金属监测及研究的任务, 其中湿地铁循环对重金属、营养物等具有重要的吸附解吸作用, 从而对湿地环境过程产生影响, 因而在这些研究计划中应该重视湿地铁的生物地球化学循环及其对碳、氮和营养元素迁移转化的影响研究^[12~14]。

1 湿地铁生物地球化学循环及其特征

1.1 湿地铁化合物的划分及其循环过程

根据矿物学结合胶体化学观点, 湿地铁化合物可以在形态上划分为游离氧化铁、无定形铁。早在1877年, Bemmelen用矿质酸和碱液溶解土壤中的氧化铁和其他胶体物质, 1922年Tamm建议应用草酸

铵缓冲液来分离无定形铁, 1950年Deb开始应用连二亚硫酸钠为还原剂测定游离铁, 在此基础上建立了现在广为采用的连二亚硫酸钠-柠檬酸钠-重碳酸钠提取法(DCB法)^[1]。湿地中的铁化合物还可以按照化学方法分为高价态和低价态, 这种价态划分对于湿地研究十分重要。但铁化合物的区分在技术上非常困难, 同时在提取过程中防止低价铁的氧化是一个重要的问题。目前更多的采用H₂、N₂以隔绝空气的淋洗法, 但由于装置复杂、淋洗速度不快, 也有一部分低价铁被氧化, 因此低价铁的区分及测定仍需改善。

湿地干湿交替、氧化还原过程的反复进行, 引起湿地土壤中氧气含量、有机物质含量以及微生物作用过程发生改变, 这些过程引起湿地铁的价态改变, 导致了湿地铁的氧化沉积与还原溶解(见图1)。受干湿交替影响, 许多湿地植物发展了高孔隙的通气组织^[15], 因此导致根部氧气得以扩散到土壤溶液中, 这个过程加强了湿地中的氧化还原过程, 影响了湿地中的铁循环, 同时在湿地植物根部形成锈斑, 包括芦苇(*Phragmites australis*)、水稻(*Oryza sativa*)、互花米草(*Spartina alterniflora*)等^[14, 16, 17], 其中水稻田每年约有500 kg hm⁻²锈斑形成^[15]。

1.2 湿地铁循环特征

湿地铁循环研究中, 人工湿地水稻土方面较早且深入。我国早在20世纪30年代就开始对水稻土

* 国家自然科学基金: 不同水文地貌条件下湿地土壤铁迁移转化及其环境指征(编号: 40501030)和中国科学院湿地生态与环境重点实验室开放基金(编号: WELF2004E006)资助

作者简介: 姜 明(1971~), 男, 博士研究生, 主要从事湿地生态、湿地功能评价研究

收稿日期: 2004-12-27; 收到修改稿日期: 2005-09-12

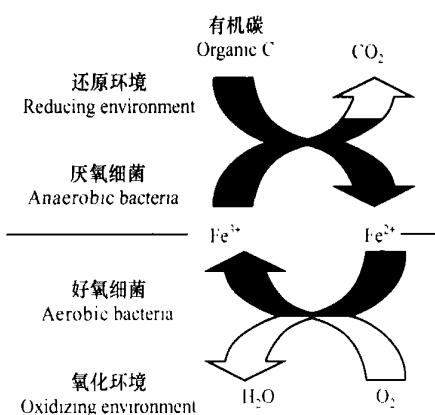


图 1 湿地铁循环示意图

Fig 1 Sketch map of Fe cycle in wetlands

铁的还原淋溶、氧化淀积及其对层状粘土矿物的掩盖作用进行研究^[1];在20世纪末,随着研究方法及手段的提高,水稻土铁循环研究更加深入,目前更多集中在铁循环对营养物质、重金属的吸收及释放的研究。对自然湿地铁循环的研究起步于20世纪60年代,我国在这方面的研究工作则在20世纪80年代才开始,目前更多集中在湿地铁的迁移转化及其空间格局变化,环境效应研究还很薄弱^[18, 19]。湿地中铁含量水平分布表现为随着距湿地水体距离加大含量趋于减小^[19];但有些研究也发现了相反的结论,即铁的水平分布表现为自岸边向中心水体递减的趋势^[18],因此关于湿地铁循环空间分布的规律还不确定,对湿地铁循环的空间异质性研究还有待于开展。植物生长影响着二价铁在孔隙水中的季节分布以及固体铁矿物的沉积过程^[20~22],在盐湖以及水稻田湿地中,有植被生长的沉积物中溶解铁(Fe)浓度要高于没有植被的^[21, 22]。湿地植物中Fe含量季节变化规律一般表现为幼苗时期最高,成熟后含量减少^[23]。Roden对淡水湿地沉积物中的微生物作用下的氧化铁还原动力学原理进行了研究,他们发现在厌氧条件下,三价铁的浓度随着时间的推移呈指数下降,三价铁还原的最初速率与最初的三价铁的浓度有关^[10]。表层流人工湿地铁含量具有强烈的季节性变化,冬季人工湿地是铁的源;夏季湿地将溶解的铁转化为颗粒的铁而沉积^[24]。

2 湿地铁循环影响因素

211 Eh 和 pH

湿地环境的氧化还原电位(Eh)影响铁的循环

与转化,即Eh决定着总铁中Fe²⁺和Fe³⁺之间的分配。唐罗忠等对里下河地区湿地林土壤研究表明,Eh值下降至200 mV以下时,才会有大量的铁元素被还原为Fe²⁺^[25]。土壤pH决定着铁化合物的溶解性,也就决定了铁还原反应的难易程度。pH低时,铁易于还原,而pH高时,铁易于被氧化。pH还影响着微生物的种类和数量,从而影响到铁的还原是否能发生^[1, 26, 27]。渍水条件下土壤pH值呈中性,可以提高土壤养分有效性,减轻铁的毒性^[1, 27], Macfie在对香蒲(*Typha latifolia*)研究中已经发现pH较低时有利于土壤中的锈斑形成^[28]。渍水土壤中铁还原的临界Eh值在pH6~7时约为100 mV,pH5时为+300 mV,pH8时约为-100 mV^[26, 29]。

212 有机质

土壤有机质是影响氧化铁转化的一个重要因素,有机质是土壤中电子的主要来源和有效络合剂,铁还原微生物和发酵菌已经被表明利用腐殖物质作为电子受体^[11, 30, 31],铁的还原移动所需的化合物是在微生物转化有机化合物时形成的^[32~34]。还原渍水条件下有机质的厌氧分解影响着土壤的Eh和pH,从而影响到铁的还原,这种还原作用随着pH和有机质的不同组分改变而改变。Chen指出Fe³⁺可以被各种有机质组分所还原,在pH<5的条件下,这个反应在2 h之内最快。特别在富含多酚化合物的有机质作用下,在8 h内大约有16%的三价铁被还原,在24 h内达到平衡^[31]。有机质和粘土的出现减少了铁(Fe)在生态系统中的活性,进而削弱了铁循环^[31, 35]。董元华等对起源于沼泽土的潜育型水稻土和潴育型水稻土脱沼过程中的铁锰变化规律进行了分析,得出在脱沼初期,铁处于强烈淋失状态,随着有机质含量的下降,土壤还原能力降低,铁发生淀积^[36]。

213 微生物

铁是微生物生长所需要的重要元素之一,在微生物体内发挥着重要的生理功能。微生物能产生一种叫做铁染色质的化合物,以极高的亲和力和专属性与高铁结合成可被吸收的有机螯合物形式,从而吸收同化铁^[26, 27]。湿地中能够进行氧化的细菌有脱硫弧菌、氧化亚铁硫杆菌、球衣菌-纤发菌群细菌、生丝微菌属、嘉氏铁柄杆菌属等^[26]。土壤中的铁还原细菌多种多样,其中以芽孢杆菌属最丰富、最活跃;此外还有假单胞菌属、大肠杆菌、变形杆菌属等,见表1。Weiss指出铁氧化菌在湿地生态系统中无处不在^[40],大量的铁还原菌在水稻和美国苦草根

部被发现^[10, 22, 41], 铁还原菌是根圈微生物群落中的

优势种, 平均占总细胞量的 12%^[40]。

表 1 三价铁还原细菌及其矿物类型

Table 1 Fe(Ⅲ) reduction bacteria and mineral types

菌株 Strain	三价铁螯合形态 Chela of ferric iron	矿物形态 Mineral morphology	参考文献 References
虫草属 <i>Gospirillum bamesii</i>	氨三乙酸铁 Fe(Ⅲ) NTA	无数据 No data	[33, 34]
荚膜红细菌 <i>Rhodobacter capsulatus</i>	柠檬酸铁 Fe(Ⅲ) citrate, 氨三乙酸铁 Fe(Ⅲ) NTA	无数据 No data	[37]
地质细菌 <i>Gl. sulfurreducens</i>	柠檬酸铁 Fe(Ⅲ) citrate	水铁矿 Ferrihydrite	[38]
沙氏假单胞菌 <i>S1 putrefaciens</i>	柠檬酸铁 Fe(Ⅲ) citrate	水铁矿 Ferrihydrite, 磁铁矿 Magnetite	[27, 39]
海藻类微生物 <i>S1 alga</i>	柠檬酸铁 Fe(Ⅲ) citrate	水铁矿 Ferrihydrite, 针铁矿 Goethite	[10, 38]

除了以上三个主要影响因素, 温度也对湿地铁循环具有明显的影响。温度主要是通过影响微生物的活性、有机质的分解速度及氧化还原反应速率等方面来影响铁的还原^[1, 42], 温暖条件下铁还原反应加快。当湿地土壤中存在比铁更易于被还原的其他电子受体如 O₂、硝酸盐、MnO₂ 等时, 铁的还原受抑制。

3 湿地铁循环的环境效应

3.1 影响湿地土壤形成过程

土壤在形成过程中进行着多种化学和生物化学反应, 其中氧化还原反应占有重要地位。季节性渍水导致氧化还原交替进行, 使剖面氧化还原状况产生差异, 形成了土壤层次的分化, 其标志之一是具铁、锰的还原淋溶层和氧化淀积层^[43, 44]。湿地土壤剖面中的黑或灰色层次表明了有机质的累积和铁氧化物的还原, 具有锈纹、锈斑的层次表明了湿地土壤中的铁发生移动或局部淀积, 这个层次对地下水的波动具有指示性作用^[45]。铁在土壤结构形成中起着重要的胶结作用, 土壤中铁的含量及其转化对土壤结构的形成是十分重要的^[46], 由于湿地土壤经常受干湿交替的影响, 氧化铁的老化和活化交替频繁, 它是使土壤具有良好结构不可缺少的过程。

3.2 湿地生物效应

湿地干湿交替导致了氧化还原状况发生变化, 进而改变湿地土壤中物质的状态或存在形式, 使植物生长的环境条件发生变化, 影响植物生长。在沼泽地, 长期渍水造成的强还原条件, 产生大量 Fe²⁺、Mn⁴⁺ 以及有机酸, 对植物产生毒害。Esther 等通过对野外湿地植物与土壤水中的铁离子关系研究表明, 当地下水位高的时候, 土壤含水量大, 土壤水中

的铁离子含量大, 进而导致湿地植物受到铁毒害。在溶液培养实验中发现, 当蓼科植物邹叶酸模 (*Rumex crispus*)、长刺酸模 (*R. maritimus*) 培养液中的铁浓度分别达到 32、24 Lmol g⁻¹ DW 时, 叶片就出现明显的褐斑^[47]。Paric 等研究表明土壤氧化还原电位在 150 mV 左右, 土壤溶液中亚铁几乎不能存在; 同时由于锰对铁具有强烈的拮抗作用, 锰含量过高时, 则会使铁氧化和抑制铁还原, 使铁主要以活性较低的 Fe³⁺ 存在, 使植物缺铁失绿^[48]。

湿地处于淹水状态, Fe³⁺ 转化为 Fe²⁺, 吸附在铁氧化物上的 P 及重金属会释放出来, 进而影响湿地植物。研究表明, 湿地植物根部锈斑可以作为铁、铜、锌、镍、铬等元素由土壤进入植物根茎和芽的障碍^[17, 49, 50]。Batty 通过模拟试验表明, 在有锈斑出现, 芦苇根部吸附的铜浓度为 565 mg kg⁻¹, 没有锈斑时根部的铜浓度为 1400 mg kg⁻¹^[17]。一些研究也已表明铁锈斑对磷的吸附也许会导致植物对磷吸收的限制^{[14](1)}。Christensen 指出当湿地植物半边莲属 (*L. dortmanna*) 根部锈斑含量高于 30 Lmol g⁻¹ 时, 植物体内的组织磷明显降低, 一般低于 20 Lmol g⁻¹, 与沉积物中的磷含量没有相关性, 这表明植物根部锈斑对植物磷吸收具有障碍作用。同时一些研究表明, 锈斑形成并没有阻止有毒金属的吸收, 这在水稻 (*Oryza sativa*) 对铁的吸收、芦苇 (*Phragmites australis*) 对铜和镍的吸收、宽叶香蒲 (*Typha latifolia*) 对锌铅的吸收中得以证明^[1, 17, 51]。因此关于铁循环对重金属吸收解吸对水生植物的影响还存在矛盾说法, 具体机理仍需进一步探讨。铁不但可以作为浮游植物的营养元素, 铁循环对磷的吸收解吸也间接影响了湿地浮游植物的变化。不论是在无机氯丰富还是贫乏的水域, 铁元素的供应对于浮游植物

的生物量、生长率、种类组成及初级生产力均会产生影响,进而影响温室气体的排放^[52],目前这些工作主要侧重于海水中不同形式的铁对浮游植物生长的影响以及铁对浮游植物的增殖和群落组成的影响^[53,54],在淡水湿地特别是沼泽湿地中还没有得到开展。

313 湿地物质循环效应

湿地土壤中的铁结核、锈斑影响着一些营养元素、污染元素在土壤中的有效性和毒性以及有机物质形成转化的命运,例如铅、铜、锰、钴等重金属以及磷、腐殖质、有机污染物等^[14,17,49,50]。潘根兴对淮北地区岗地土壤铁锰结核的过渡金属元素富集研究结果表明,铁锰结核中的过渡金属元素 Cu、Pb、Zn、Co、Ni、Cr、V 等元素达到几十到几百 mg L⁻¹,均高出该地区各自元素背景值 2~10 倍^[2]。湿地土壤及湿地植物根部中铁锰结核、锈斑分布广泛^[15,43,44],因此湿地中铁锰结核对重金属的吸收为湿地土壤提供了一种降低浓度、防止发生重金属毒害症的自调节机制,故对提高湿地重金属环境容量有积极意义,并可能是湿地环境中重金属被固定的一条途径,但另一方面,当环境条件变化而引起土壤地球化学过程改变或逆转时,要考虑随着溶解而释放重金属的可能性,尤其是当长期淹水耕作和施用大量有机肥料时,Eh 的初步降低就会引起铁矿物相溶解而增加土壤溶液中 Co、Ni、Cu、Pb、Zn 浓度。

土壤中的有机碳在淹水条件下,有机碳作为电子供体会受到铁锰循环的影响。Gwenaelle 发现湿地中全铁的浓度表现了较大的季节变率,冬季湿地中铁含量为 5 Lmol L⁻¹,在二月末铁含量开始增加,在五月初达到最大,含量达到 200 Lmol L⁻¹,在五月末表现为显著下降,这种变率与湿地水体中的溶解有机碳呈现明显相关性^[55]。Roden 通过研究表明在富铁的淡水湿地沉积中,微生物作用下的铁的氧化还原可以抑制甲烷化和硫的还原,Fe³⁺ 的还原对根层沉积物代谢所需的总碳量贡献达 65%,而对 CH₄ 的生成量贡献为 22%^[10],与硫的还原及其甲烷化的研究相比,铁的还原对其环境中的沉积物代谢的贡献机理还不是十分明确^[10,56]。曲东在水稻土中添加外源 Fe(OH)₃ 和纤铁矿,试验结果表明三价铁还原占总电子传递的贡献率由对照的 18130% 增加到 63132% 和 46190%,而形成甲烷的电子传递贡献率由对照的 80192% 降至 35185% 和 52132%,使土壤

产甲烷过程被强烈抑制^[57]。

314 环境指示效应

湿地中的铁循环具有重要的环境指示意义,不同土层的铁锈斑、结核含量可以作为土壤侵蚀程度、湿地水体富营养化的指标^[55,58]。研究表明,水稻土中无定形氧化铁含量与磷吸附量之间的相关系数分别为 0.1901 和 0.1864,均达到极显著水平^[59]。湿地铁氧化物的形态、结构、矿化物类型以及伴生矿物组合等反映了相应土壤的成土过程及其环境条件,在一定意义上,也是成土年龄和土壤形成气候特点的标志^[28,60]。水文作用过程及其规律也可以通过铁含量反映出来,目前已经被看作泰加林地区湿地水文地貌过程中一个标识物^[60]。在一年中淀积层淹水持续时间超过 80%,土壤淀积层有 10% 的铁锰结核;土壤淀积层一年中有 1/2 时间淹水,土壤中有 20% 的铁锰结核。一年中淹水时间为 40%,土壤有 15% 的铁锰结核^[61]。这表明了铁锰结核含量并不是随着湿度的增大而增大。铁锰结核内的环带状分布与土壤的干湿交替和铁锰的氧化还原特性有关,因此可以利用铁锰结核的环带特性来推测土壤氧化还原历史,证实古气候、古环境的变化^[2,62]。湿地铁锰结核中的铁、锰是其重要的化学组成,其价态、含量和相互之间的比值能明显地指示其形成环境^[63,64],因此有些学者利用 Mn/Fe 比值作为铁锰结核的地球化学参数,并根据比值大小区分不同成因的铁锰结核类型^[64,65]。

4 研究中存在的问题及展望

411 研究方法

湿地环境中,铁的存在形态多样,针对湿地研究科学确定铁的形态分级是亟待解决的问题。由于铁容易氧化,因此在其采集、运输上要求较高,目前大多通过真空袋或真空管携带样品,利用氮气固着;同时原位观测(*in situ*)方法为湿地低价铁研究提供了一个良好的空间,可以通过直接测定湿地水体和土壤水中的二价铁而获得铁的迁移转化规律⁽²⁾。Fe 有 54、56、57、58 四种稳定同位素,其同位素分馏可由生物过程与非生物过程来完成^[66,67],近几年,铁同位素的分馏已经作为环境演变的重要示踪剂,在湿地环境变化中应用前景广泛。在湿地铁循环的环境效应研究目前

更多的侧重在实验室的模拟^[14, 17, 49~51], 缺少野外的适时、定点、多要素的长期监测研究。

4.12 研究内容

湿地是水、土壤和生物等要素在空间结构上的有机耦合系统, 是大气圈、水圈、土壤圈和生物圈相互作用的敏感地带, 目前关于湿地铁循环的研究更多集中在湿地水、土壤、生物等单一地理要素上, 缺乏综合、系统的研究, 而湿地的生物地球化学循环是湿地研究中的一个热点, 因此不但要加强湿地各界面之间的铁循环研究, 同时还要加强铁循环空间异质性研究。

关于水稻土铁循环理论研究比较成熟^[7, 42], 但对于自然湿地的理论研究还需要进一步加强。湿地开垦后铁循环的时空变化及其对土地利用变化的指示意义亟待研究。较低的氧化水平可以导致铁的化合价改变, 因此铁循环可用于指示湿地环境的还原容量, 但二者之间的量化关系还没有得到充分的认识。

基于温室气体排放研究, 海洋浮游植物与铁之间的关系已经得到了重视和发展, 但对淡水湿地还没有得到广泛的开展, 而淡水湿地铁的含量多少影响着湿地磷等营养物质的吸收释放, 进而影响湿地的富营养化水平和湿地恢复的程度。

含有变价元素和带有表面电荷的铁氧化物具有良好的表面活性, 不仅对有毒有害的无机污染物具有良好的净化功能, 而且对土壤中有机污染物具有氧化降解作用。因此应该加强湿地中Fe-Mn氧化物和氢氧化物与有机污染物间界面反应机理研究, 进而利用这些矿物来修复污染土壤。湿地铁的生物氧化还原是无处不存在, 这为研究铁生物氧化还原提供了一个天然的、绝好的研究素材, 利用大自然固有的生物过程来处理资源环境领域所面临的问题, 指导矿物加工和环境污染治理的工程实践, 虽然具有挑战性, 但也昭示着其现实的可行性。

参 考 文 献

- [1] 熊毅. 土壤胶体. 北京: 科学出版社, 1985. 241~290. Xiong Y. Soil Colloid (In Chinese). Beijing: Sciences Press, 1985. 241~290
- [2] 潘根兴. 淮北土壤铁锰结核中过渡金属元素的富集及其环境地球化学意义. 科学通报, 1989, (19): 1 505~1 507. Pan G X. Accumulation of transitional metal elements in the iron-manganese concretions and their environmental effect in Huabei Plain (In Chinese). Chinese Science Bulletin, 1989, (19): 1 505~1 507
- [3] Zhang M, Karathanasis A D. Characerization of iron-manganese concretions in Kentucky Alfisols with perched water tables. Clays and Clay Minerals, 1997, 45: 428~439
- [4] Lu Y H, Murase J, Watanabe A. Linking microbial community dynamics to rhizosphere carbon flow in a wetland rice soil. FEMS Microbiology Ecology, 2004, 48(2): 179~186
- [5] Jolic A, Cutler J N, Ponomarenko E. Organic carbon and sulphur compounds in wetland soils: Insights on structure and transformation processes using K2edge XANES and NMR spectroscopy. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2003, 67(14): 2 585~2 597
- [6] 杨青, 吕宪国. 三江平原湿地生态系统土壤呼吸动态变化的初探. 土壤通报, 1999, 30(6): 254~256. Yang Q, Lu X G. Study on the change of soil respiration in wetland ecosystem on the Sanjiang Plain (In Chinese). Chinese Journal of Soil Science, 1999, 30(6): 254~256
- [7] 蔡祖聪. 尿素和 KNO_3 对水稻土无机氮转化过程和产物的影响 N_2O 生成过程. 土壤学报, 2003, 40(3): 414~419. Cai Z C. Effects of urea and KNO_3 on processes and products of inorganic nitrogen transformation in paddy soils N_2O . Processes for N_2O production (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2003, 40(3): 414~419
- [8] 郝庆菊, 王起超, 王跃思, 等. 开垦利用对三江平原湿地土壤硫含量的影响. 环境科学学报, 2003, 23(5): 614~618. Hao Q J, Wang Q C, Wang Y S, et al. The impact of reclamation activities on soil sulfur contents in the Sanjiang Plain (In Chinese). Acta Scientiae Circumstantiae, 2003, 23(5): 614~618
- [9] Integrated Global Carbon Observations (IGCO) Theme. <http://earthwatch.unep.net/about/docs/6doc012IGCOProp.doc>, accessed: 2005-04-20
- [10] Roden E, Wetzel R. Organic carbon oxidation and suppression of methane production by microbial Fe(II) oxide reduction in vegetated and unvegetated freshwater wetland sediments. Limnol. Oceanog., 1996, 41(8): 1 733~1 748
- [11] Lovley D R. Humic substances as electron acceptors for microbial respiration. Nature, 1996, 382: 445~448
- [12] Theme3: land habitat hydrology in the IHPVI of UNESCO. <http://www.chinaihp.org/index.html>, accessed: 2005-04-20
- [13] 刘凡, 谭文峰, 刘桂秋. 几种土壤中铁锰结核的重金属离子吸附与锰矿物类型. 土壤学报, 2002, 39(5): 700~705. Liu F, Tan W F, Liu G Q. Ion absorption of heavy metal and types of manganese mine of iron-manganese concretions in soil (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2002, 39(5): 700~705
- [14] Christensen K K, Wigand C. Formation of root plaques and their influence on tissue phosphorus content in *Lobelia dortmanna*. Aquatic Botany, 1998, 61: 111~122
- [15] Armstrong W. Oxygen diffusion from the roots of some british bog plants. Nature, 1964, 204: 801~802
- [16] Chen C C, Dixon J B, Turner F T. Iron coatings on rice root Mn mineralogy and quantify influencing factors. Soil Science Society of America Journal, 1980, 44: 635~639
- [17] Batty L C, Baker A J, Wheeler B D. The effect of pH and Plaque on the uptake of Cu and Mn in *Phragmites australis*. Annals of Botany, 2000, 86: 647~653
- [18] 金泰龙. 三江平原沼泽生态系统的化学特征. 见: 黄岐畴主编. 中国沼泽研究. 北京: 科学出版社, 1987. 145~152. Jin T L. Chemical characteristics of mire ecosystem on Sanjiang Plain (In Chinese). In: Huang X C. ed. Study on Marsh of China. Beijing Science Press, 1987. 145~152

- [19] 王国平, 刘景双, 汤洁. 洪泛作用下沼泽湿地化学元素空间分布结构研究. 沉积学报, 2003, 21(4): 688~ 694. Wang G P, Liu J S, Tang J. Spatial structures of chemical elements in marsh wetlands affected by flooding (In Chinese). *Acta Sedimentologica Sinica*, 2003, 21(4): 688~ 694
- [20] Giblin A E, Howarth R W. Porowater evidence for a dynamic sedimentary iron cycle in salt marshes. *Limnology and Oceanography*, 1984, 29: 47~ 63
- [21] Kostka J E, Luther G W. Seasonal cycling of Fe in saltmarsh sediments. *Biogeochemistry*, 1995, 29: 159~ 181
- [22] Jacq V A, Prade K, Ottow J C. Iron sulphide accumulation in the rhizosphere of wetland rice as the result of microbial activities. In: Berthelin J. ed. *Diversity of Environment Biogeochemistry*. New York: Elsevier, 1991. 451~ 468
- [23] 王金达, 刘景双, 于君宝. 沼生植物过渡金属元素含量季节变化特征. 地理科学, 2003, 23(2): 213~ 217. Wang J D, Liu J S, Yu J B. Characteristic of seasonal variation of transition metal elements content in paludine plant (In Chinese). *Scientia Geographica Sinica*, 2003, 23(2): 213~ 217
- [24] Goulet R R, Pick F R. Changes in dissolved and total Fe and Mn in a young constructed wetland: Implications for retention performance. *Ecological Engineering*, 2001, 17: 373~ 384
- [25] 唐罗忠, 生原喜久雄, 户田浩人. 湿地林土壤的 Fe^{2+} , Eh 及 pH 值的变化. 生态学报, 2005, 25(1): 103~ 107. Tang L Z, Haibara K, Toda H. Dynamics of ferrous iron, redox potential and pH of forested wetland soils (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(1): 103~ 107
- [26] 贾国东, 钟佐. 铁的环境地球化学综述. 环境科学进展, 1999, 7(5): 74~ 84. Jia G D, Zhong Z S. Review on Environment geochemistry of iron (In Chinese). *Advances in Environmental Science*, 1999, 7(5): 74~ 84
- [27] 翁稣颖, 戚蓓静, 史家, 等. 环境微生物学. 北京: 科学出版社, 1985. 69~ 79. Weng S Y, Qi P J, Shi J L, et al. *Environment Microbiology* (In Chinese). Beijing: Science Press, 1985. 69~ 79
- [28] Macfie S M, Crowder A A. Soil factors influencing ferric hydroxide plaque formation on roots of *Typha latifolia*. *Plant and Soil*, 1987, 102: 177~ 184
- [29] 刘铮, 等编著. 微量元素的农业化学. 北京: 农业出版社, 1991. 258~ 268. Liu Z, et al. eds. *Agricultural Chemistry of Microelement* (In Chinese). Beijing: Agriculture Press, 1991. 258~ 268
- [30] 李天杰, 等. 土壤环境学. 北京: 高等教育出版社, 1995. Li T J, et al. *Soil Environment* (In Chinese). Beijing: Higher Education Press, 1995
- [31] Chen J, Gu B H, Royer R A. The roles of natural organic matter in chemical and microbial reduction of ferric iron. *The Science of the Total Environment*, 2003, 307: 167~ 178
- [32] Royer R A, Burgos W D, Fisher A S. Enhancement of biological reduction of hematite by electron shuttling and $\text{Fe}(\text{O})$ complexation. *Environ. Sci. Technol.*, 2002, 36: 1939~ 1946
- [33] Lonergan D J, Jenter H L, Coates J D. Phylogenetic analysis of dissimilatory $\text{Fe}(\text{O})$ -reducing bacteria. *J. Bacteriol.*, 1996, 178: 2402~ 2408
- [34] Laverman A M, Blum J S, Schaefer J K. Growth of strain SES23 with arsenate and other diverse electron acceptors. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1995, 61: 3556~ 3561
- [35] Kappler A, Benz M, Schink B. Electron shuttling via humic acids in microbial iron (O) reduction in a freshwater sediment. *Microbiology Ecology*, 2004, 47: 85~ 92
- [36] 董元华, 徐琪. 不同脱沼泽阶段土壤中铁锰的比较研究. 土壤学报, 1991, 28(4): 382~ 387. Dong Y H, Xu Q. A comparative study on changes of iron and manganese of soil in different deswamping stages (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 1991, 28(4): 382~ 387
- [37] Dobbin P S, Warren L H, Cook N J. Dissimilatory iron (O) reduction by *Rhodobacter capsulatus*. *Microbiology*, 1996, 142: 765~ 774
- [38] Caccavo J R, Lonergan F, Lovley D J. *Geobacter sulfurreducens* sp. nov., a hydrogen and acetate oxidizing dissimilatory metal reducing microorganism. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1994, 60: 3752~ 3759
- [39] Kostka J E, Nealson K H. Dissolution and reduction of magnetite by bacteria. *Environ. Sci. Technol.*, 1995, 29: 2535~ 2540
- [40] StCyr L, Fortin D, Campbell P G. Microscopic observations of the iron plaque of a submerged aquatic plant. *Aquatic Botany*, 1993, 46: 155~ 167
- [41] Weiss J V, Emerson D, Megonigal J P. Geochemical control of microbial $\text{Fe}(\text{O})$ reduction potential in wetlands: Comparison of the rhizosphere to nonrhizosphere soil. *FEMS Microbiology Ecology*, 2004, 48 (1): 89~ 100
- [42] 于天仁. 水稻土的物理化学. 北京: 科学出版社, 1983. 185~ 192. Yu T R. *Physical Chemistry of Paddy Soil* (In Chinese). Beijing: Science Press, 1983. 185~ 192
- [43] 杨青, 吕宪国. 三江平原沼泽湿地生态实验区土壤类型及其特点. 见: 陈刚起主编. 三江平原沼泽研究. 北京: 科学出版社, 1996. 33~ 38. Yang Q, Lu X G. Wetland soil types and its characteristics of ecological experiment area on Sanjiang Plain (In Chinese). In: Chen G Q. ed. *Study on Sanjiang Plain Marsh*. Beijing: Science Press, 1996. 33~ 38
- [44] 张养贞. 三江平原沼泽土壤的发生、性质与分类. 见: 黄锡畴主编. 中国沼泽研究. 北京: 科学出版社, 1988. 135~ 144. Zhang Y Z. Genesis, character and classification of marsh soil on Sanjiang Plain (In Chinese). In: Huang X C. ed. *Study on Marsh of China*. Beijing: Science Press, 1988. 135~ 144
- [45] Richardson J L, Vepavcas M J. *Wetland Soil: Genesis, Hydrology, Landscapes, and Classification*. Boca Raton, Fla.: Lewis Publishers, 2001
- [46] 何群, 陈家坊, 许祖贻. 土壤中氧化铁的转化及其对土壤结构的影响. 土壤学报, 1981, 18(4): 326~ 334. He Q, Chen J F, Xu Z Y. Transformation of ferric oxide and its influences on soil structure (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 1981, 18(4): 326~ 334
- [47] Esther C H, Alfonso J P, Jan C M. Increased groundwater levels cause iron toxicity in *Glyceria fluitans* (L.). *Aquatic Botany*, 2000, 66: 321~ 327
- [48] Paric M S, Jugurjinda H C. Sequential reduction and oxidation of inorganic nitrogen, manganese and iron in flooded soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1992, 56: 1071~ 1073
- [49] Grönsson S. Effects of iron plaque on roots of rice on growth and

- metal concentration of seeds and plant tissues when cultivated in excess copper. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 1994, 25: 2 761~ 2 769
- [50] Wang T, Peverly J H. Iron oxidation states on root surfaces of a wetland plant (*Phragmites australis*). *Soil Science Society of America Journal*, 1999, 63: 247~ 252
- [51] Zhang X K, Zhang F S, Mao D R. Effect of iron plaque outside roots on nutrient uptake by rice(*Oryza sativa*): Phosphorus uptake. *Plant and Soil*, 1999, 209: 187~ 192
- [52] Martin J H, Fittwater S E, Gordon, R M, et al. Iron primary productivity and carbon:nitrogen flux studies during the JGOFS, North Atlantic Bloom Experiment. *Deep-sea Res.*, 1993, 40: 115~ 134
- [53] 林昱, 唐森铭, 陈孝麟, 等. 可溶性铁对某些硅藻赤潮生物增值的影响. *海洋通报*, 1994, 13(5): 14~ 18. Lin Y, Tang S M, Chen X L, et al. Impact of dissolvable Fe on multiplication of red tide diatom in enclosed water column (In Chinese). *Marine Science Bulletin*, 1994, 13(5): 14~ 18
- [54] 朱明远, 牟学延. 铁对三角褐藻生长、光合作用及生化组成的影响. *海洋学报*, 2000, 22(1): 110~ 116. Zhu M Y, Mou X Y. The effects of iron on growth, photosynthesis and biochemical composition of a marine algae *Phaeodactylum tricornutum* (In Chinese). *Acta Oceanologica Sinica*, 2000, 22(1): 110~ 116
- [55] Gwennaelle O L, Gerard G, Aline D. Release of trace elements in wetlands: Role of seasonal variability. *Wat. Res.*, 2001, 35(4): 943~ 952
- [56] Roden E E, Wetzel R G. kinetics of microbial Fe(Ⅱ) oxide reduction in freshwater wetland sediments. *Limnology and Oceanography*, 2002, 47(1): 198~ 211
- [57] 曲东, 张一平, Schnell S. 水稻土中铁氧化物的厌氧还原及其对微生物过程的影响. *土壤学报*, 2003, 40(6): 858~ 863. Qu D, Zhang Y P, Schnell S. Reduction of iron oxides and its effect on microbial processes in anaerobic paddy soil (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2003, 40(6): 858~ 863
- [58] Rhoton F E, Meyer L D, Mcchesney D S. Depth-to-erosion assessment using iron:manganese module concentrations in surface horizons. *Soil Sci.*, 1991, 152: 389~ 394
- [59] 苏玲, 章永松, 林成永. 干湿交替过程中水稻土铁形态和磷吸附解吸的变化. *植物营养与肥料学报*, 2001, 7(4): 410~ 415. Su L, Zhang Y S, Lin C Y. Changes of iron oxides and phosphorus adsorption/desorption in paddy soils under alternating flooded and dried conditions (In Chinese). *Plant Nutrient and Fertilizer Science*, 2001, 7(4): 410~ 415
- [60] Dixon J B. Dating of soil formation quantitative approaches in soil mineralogy. In: Weed S B. ed. *Dating Soil Need Opportunity and Challenge Proceeding of Euroclay p95*. Wisconsin, USA: Madison Press, 1995
- [61] Hsue Z Y, Chen Z S. Quantifying soil hydromorphology of a rice growing ultisol toposequence in Taiwan. *Soil Science Society of America Journal*, 2001, 65: 270~ 278
- [62] Zaideleman F R, Nikiforova A S. On some general regularities of the formation and changes in properties of Mn:Fe concretions in soils of humid landscapes. *Archives of Agronomy and Soil Sci.*, 1997, 41(5): 367~ 382
- [63] Collins J F, Boul S W. Effects of fluctuations in the Eh:pH environment on iron and/or manganese equilibrium. *Soil Sci.*, 1970, 110: 111~ 118
- [64] McDaniel P A, Boul S W. Manganese distributions in acid soils of the north Carolina piedmont. *Soil Sci.*, 1991, 55: 152~ 158
- [65] 鲍根德. 控制铁锰结核地球化学特征的主导因素研究. Ⅲ. 铁锰结核的地球化学特征. *中国科学(B辑)*, 1991, 8: 860~ 866. Bao G D. Study on leading control factors of geochemical character in iron:manganese concretions. Ⅲ. Geochemical character of iron:manganese concretions (In Chinese). *Science in China (Series B)*, 1991, 8: 860~ 866
- [66] Beard BL, Johnson C M, Cox L, et al. Iron isotope biosignatures. *Science*, 1999, 285: 1 889~ 1 892
- [67] Zhu X K, Onions R K, Guo Y, et al. Secular variation of iron isotopes in North Atlantic deep water. *Science*, 2000, 287: 2 000~ 2 002

IRON BIOGEOCHEMICAL CYCLE AND ITS ENVIRONMENTAL EFFECT IN WETLANDS

Jiang Ming^{1,2} Lu Xianguo¹ Yang Qing¹ Tong Shouzheng¹

(1 Northeast Institute of Geography and Agricultural Ecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130012, China)

(2 Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China)

Abstract Wetland is a transitional zone between the water and the land. Changing redox is the most common process which is brought about by alternation of wetting and drying in the wetland. Oxygen diffusion occurring in the roots of wetland plants further strengthens the process. Fe is one of main elements involving in reduction and oxidation soils. Its change can indicate wetland environment. This review introduced the distribution and transformation of Fe and influencing factors Fe cycling, analyzed its effect on wetland soil formation, physiological ecology of wetland plants, material cycling in wetland and environment indicators. Finally, further researches on Fe cycling in wetland were proposed.

Key words Iron; Biogeochemistry cycle; Environmental effect; Wetlands