

土壤中铁铝氧化物与黏土矿物交互作用的研究进展^①

谭文峰, 周素珍, 刘凡, 冯雄汉, 李学垣

(华中农业大学农业部亚热带农业资源与环境重点实验室, 武汉 430070)

摘要: 铁铝氧化物与黏土矿物是土壤中最重要、最活跃的固相组分之一, 一般占土壤质量的 90% 以上, 它们之间的交互作用直接影响土壤界面活性、理化性质和肥力状况。本文以铁铝氧化物和黏土矿物胶结过程中的一些表现特征变化为出发点, 重点阐述了交互作用前后对土壤理化性质的影响, 以及宏观表现到微观交互作用的机理, 并提出了宜加强二者交互作用的界面特性、非晶形向晶形转化过程等的研究, 以期揭示土壤退化、团聚体形成、元素的保蓄与释放、土壤污染物的调控等土壤的基本属性问题。

关键词: 土壤; 氧化物; 层状硅酸盐矿物; 黏土矿物; 团聚体

中图分类号: S153

土壤是人类赖以生存的重要资源和环境。因受自然因素和耕作等人类活动影响的加大, 土壤的流失、贫瘠化、酸化、盐渍化和污染等土壤退化问题日益加剧^[1]。土壤退化的核心是土壤结构的退化^[2-4], 而土壤结构体的形成是土壤多相组分相互作用的结果, 其稳定性对土壤质量的好坏起着重要作用。作为土壤结构体的主要组成部分—铁铝氧化物(包括晶质、非晶质的铁铝氧化物、氢氧化物和偏氢氧化物)与黏土矿物是土壤中最主要、最活跃的组分之一^[2-4], 它们通过金属氧化物及其水合物将黏粒胶结在一起, 其类型、胶结方式、结合位点等显著影响土壤的许多理化性质(如团聚体稳定性提高、黏土分散性减少)^[5], 改善土壤的岩土力学性状(如增加强度、减少变形等)^[6]; 而它们与一些有机胶体的结合, 可形成疏松多孔的水稳定性团聚体, 改变土壤的结构状态, 增强土壤的缓冲性能^[4]。因此, 它们胶结的微观本质控制着土壤界面的活性, 从而影响土壤物理、化学、生物过程与性质, 成为决定土壤(特别是南方土壤)退化的重要内在因素。

土壤中的黏土矿物表面被铁、铝、锰等氧化物包被后, 其吸附性能大大改变, 尤其是对重金属元素、有机物、酶、致病细菌或病毒等吸附能力的增强, 可提高土壤对废水及土壤中某些污染物的去除能力, 减轻土壤环境污染的压力^[7-10]; 同时还可影响土壤对 NH_4^+ 、 K^+ 、 PO_4^{3-} 等植物所需营养元素的释放与固定^[11]。因此, 揭示与掌握土壤中黏土矿物与氧化物交互作用

的过程与机理, 还可为环境污染控制与治理、养分循环等诸多方面的研究提供基础资料。

1 铁铝氧化物与黏土矿物交互作用中的表现特征

1.1 两者交互作用对土壤化学性质的影响

土壤中的铁、铝(氢)氧化物是土壤正电荷的主要贡献者, 其中非晶质铁、铝氧化物的贡献比晶质的大^[3]。与原土相比, 经连二亚硫酸钠-柠檬酸钠溶液(DCB)处理后的土样, 被铁、铝氧化物所堵塞的永久负电荷位点释放出来, 使土壤的负电荷量增加、电荷零点(ZPC)降低, 其ZPC的降低值与土壤DCB提取的Fe、Al含量呈极显著正相关^[12-13]。Sumner^[14]的研究表明, 高岭石表面被赤铁矿、针铁矿和纤铁矿后, 其表面大量的负电荷被氧化铁所中和, 或其表面负电荷位点被氧化铁占据; 合成的高岭石-氧化铁复合物的正电荷量随着氧化铁加入量的增加而增大; 合成的水铁矿随着Si/Fe比值增加而ZPC降低^[15]。铁、铝氧化物对不同类型土壤、矿物的电荷性质和表面积影响不同, 表面积较大的土壤和矿物(蛭石、伊利石)经氧化铝包被后, 其净电荷零点(PZNC)升高、比表面积(SSA)降低, 而表面积较小的土壤和矿物(高岭石、石英)经氧化铝包被后, 它们的PZNC、SSA变化不大; 但经氧化铁包被后, PZNC、SSA都升高^[16-18]。

土壤中的铁、铝氧化物是有机和无机阴阳离子的有效吸附剂, 它们的界面活性决定着土壤、水体中营

^①基金项目: 国家自然科学基金“铁、铝氧化物与黏土矿物交互作用及其对红壤理化性质的影响”(40471071)和教育部科学技术重点项目(103141)资助。

作者简介: 谭文峰(1971—), 男, 湖北巴东人, 博士, 主要从事土壤与环境化学研究。E-mail: tanwf@mail.hzau.edu.cn

养与污染元素、有机污染物的行为与归宿^[19]。由于铁、铝氧化物表面有较多的 OH^- 、 OH_2 、 OH_3^+ 等基团, 包被在黏土矿物表面后, 能使黏土矿物表面拥有大量可与无机和有机离子交换和配位的基团。研究表明, 蒙脱石、高岭石、伊利石被氧化物包被后, 对 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 等离子的吸附能力增强, 其中包被在黏土矿物表面的氧化铁对 Pb^{2+} 的吸附至少有两类位点: 第一类可能是 Pb^{2+} 与氧化铁端面形成双齿配位; 第二类可能是外部的配位作用, 与未包被黏土矿物表面的吸附位点相似, 从而使得前一类位点对 Pb^{2+} 吸附能力比后一类位点的强。但被氧化铝包被后, Pb^{2+} 的等温吸附线没有明显改变, 与未包被的样品基本吻合; 同一类型氧化铁包被于不同黏土矿物表面, 其吸附性能也有差别^[20]。当 Fe 浓度相同时, 形成的水铁矿-蒙脱石和纤铁矿-蒙脱石复合物中, Ni^{2+} 优先吸附到前者的表面, 表明水铁矿-蒙脱石吸附能力较强^[21]。铁、铝氧化物与土壤中的黏土矿物相互作用后, 可显著影响 K 素的固定与释放, 从而影响 K 肥的有效施用^[11]。

1.2 两者交互作用对土壤物理性质的影响

铁、铝氧化物通过降低临界凝聚的浓度 (CFC 或 CCC) 以减少黏粒的分散、水分的吸收和黏粒的膨胀, 从而增强土壤的持水性、导水率, 减小土壤的体积质量 (容重) 和破裂系数^[22-25]。去除土壤中的铁、铝氧化物后, 土壤黏粒的分散性增强^[26]。随着水铁矿施入量的增加 (由 $0 \sim 33.6 \text{ mg/hm}^2$), 酸性土壤的入渗量升高、径流量和土壤流失量减少, 而碱性土壤的入渗量减少、径流量和土壤流失量增加。可见, 氧化铁对不同类型土壤所起作用不同, 水铁矿在酸性条件下可与带负电荷的黏粒和有机质相结合, 起团聚作用; 在碱性条件下, 则起分散作用^[27]。

两者交互作用对土壤团聚体的稳定性有着明显影响。氧化铁是可分散黏粒含量 (WDC) 与土壤流失量的主因子, 对土壤侵蚀度的影响比有机质和黏粒含量要大, 值得注意的是土壤氧化铁中非晶质铁与游离铁的比值 (Fe_0/Fed) 与 WDC、土壤流失量呈显著负相关^[28]。水稳定性团聚体含量和土壤平均重量直径 (MWD) 与草酸铵 (Tamm's) 溶液提取的弱晶质铁、铝氧化物含量呈极显著相关, 而与 DCB 提取的晶质铁、铝氧化物含量的相关性不明显, 非晶质氧化物 (水铁矿) 的团聚作用远大于晶质氧化物 (针铁矿、赤铁矿)^[5, 29-30]; 与赤铁矿相比, 针铁矿表面带有较多的羟基, 更易与高岭石等矿物结合, 对土壤的胶结作用比赤铁矿的强^[31]; 而土壤中氧化铝的胶结能力比氧化铁的强, 这可能与氧化铝、氧化铁在土壤中的形态以及表面电荷密度不同有关^[22]。 Fed 与 $\leq 20 \mu\text{m}$ 的团聚体稳

定性呈极显著相关, 而 Fe_0 只与 $\leq 0.2 \mu\text{m}$ 的团聚体稳定性呈显著相关, 非晶质氧化物对小颗粒土壤的团聚作用更强^[31]。但也有结果表明红壤中晶质氧化铁的胶结作用对团聚体稳定性影响较大^[32]。Oades^[33] 认为淋溶土和软土中大团聚体的稳定胶结物主要是有机质, 而在氧化土中则是氧化物。一般认为铁、铝氧化物对团聚体稳定性的机制是: 铁铝在溶液中充当絮凝剂; 或充当黏粒和有机分子的胶结剂; 或作为凝胶在黏粒表面沉淀^[23]。当然, 其他矿物的组成对团聚体稳定性也有重要影响, 以含高岭石为主的土壤团聚体的稳定性最大, 其次是有机质含量较高的土壤团聚体, 最小的是以含蒙脱石为主的土壤团聚体^[34-35]。

2 影响铁铝氧化物与黏土矿物交互作用的主导因素与机理

2.1 pH 是影响两者交互作用的主导因素

Greenland 和 Oades^[36] 在研究铁 (氢) 氧化物与高岭石复合物的形成过程中发现: pH 3.0 时, 针铁矿以针簇状沉淀在高岭石表面, 并将高岭石黏结成更大的颗粒; pH 8.5 时, 沉淀的针铁矿与高岭石之间几乎没有作用力, 二者仅为机械混合。对水铁矿而言, pH 3.0 时, 水铁矿主要包被在带少量永久负电荷的高岭石的基面上; pH 6.0 时, 二者没有形成包被; pH 9.0 时, 二者形成分离的团聚体^[18, 37]。由此可见, pH 通过改变氧化铁表面的可变电荷数量及性质, 明显地影响着氧化铁与高岭石表面的相互作用。低 pH 时, 土壤中的氧化铁主要带正电荷, 易与带负电荷的黏土矿物结合, 形成稳定的胶结物; 高 pH 时, 氧化铁表面带负电荷, 不易与带同种电荷的黏土矿物结合, 因此它们之间的胶结过程一般只能在酸性环境下进行。

此外, 体系 pH 也将影响氧化物-黏土矿物复合物的絮凝-分散。氧化铝在 $\text{pH} > 9.5$ 时能有效絮凝黏土矿物, 氧化铁则在 $\text{pH} 6.0 \sim 8.2$ 时使其絮凝^[23]。随着体系 pH 提高, 絮凝速度加快, 首先形成弱晶质的氢氧化铁-水铁矿复合物, 当体系 pH 到达 ZPC 时, 水铁矿就结晶成赤铁矿^[38]; 高岭石对 Fe (III) 的吸附量随 pH 的升高而增加, 其聚合度与 pH 值呈线性关系。蒙脱石对铁的吸附量也有类似的结果^[39]。

2.2 土壤中铁铝氧化物在黏土矿物表面吸附的位点

土壤中层状硅酸盐矿物基面的永久负电荷量远大于边面的可变负电荷量, 大部分氧化铁一般包被在黏土矿物的基面上; 但随 pH 变化, 氧化铁胶体在高岭石的硅氧四面体和铝氧八面体上的吸附性能有所不同。Greeland^[40]和 Follett^[41]通过电子显微镜 (TEM) 观察到在 $\text{pH} 2 \sim 4$ 时氢氧化铁胶体主要吸附在高岭石、地

开石的基面上(即硅氧四面体表面上),形成稳定的高岭石/地开石-铁胶体复合物。当三水铝石与高岭石、斑脱石以不同比例混合后,氧化物产生絮凝,黏土矿物表面均被三水铝石包被,在高岭石表面以边面吸附为主,而在斑脱石表面则以基面吸附为主^[42]。由此可见,氧化物和黏土矿物的类型、以及两者的比例不同都会对包被的位点产生影响。在相互胶结过程中由于黏土矿物层间的特殊结构,使得氧化铁可能进入其层间并占据层间的位点。用草酸铵处理高岭石,结合穆斯堡尔谱(Mössbauer Spectra, MS)的测定可知,一些游离铁不仅在层间能取代铝氧八面体片,还被固定于高岭石内层空间^[43]。

2.3 土壤中铁铝氧化物与黏土矿物交互作用的微观作用力

李锦恩等^[44]从微观角度研究了针铁矿与高岭石的胶结本质。一方面通过穆斯堡尔谱(MS)、电子能谱(ES)、²⁷Al/²⁹Si核磁共振(NMR)等的测定,用半经验分子轨道法(CNDO/2)计算出高岭石和针铁矿的晶胞,通过晶胞的电子结构模拟了两者晶粒之间的胶结,发现其胶结作用与样品中Si、Al的电子运动状态密切相关。程昌炳等^[45]采用化学动力学方法测定了胶结前后的针铁矿与盐酸反应的动力学参数,胶结后的活化能比胶结前的高,表明在胶结过程中针铁矿与高岭石之间形成了化学键。上述两个方面验证了高岭土与针铁矿胶结均以氢键为主,其中1个针铁矿晶胞与1个高岭石晶胞中的铝氧八面体形成2个氢键,或与1个高岭石晶胞中的硅氧四面体形成1个氢键,平均2个针铁矿晶胞与2个高岭石生成3个氢键^[46-47];同时,胶结后的铁原子核的内磁场强度增加, Si、Al原子的2P电子的结合能降低。量子化学计算出的胶结强度理论值接近于实验值,揭示了土壤宏观物理性质与微观胶结特性的关系^[46]。

3 展望

综上所述,已有资料主要是通过相关分析、比较土壤在去除或添加铁、铝氧化物前后的变化,来判断铁、铝氧化物与黏土矿物的交互作用对土壤性质的影响^[5, 24, 27-29];或从宏观力学特性推测土壤各组分的胶结能力和程度^[12, 15, 39-40];许多模拟所合成的(氢)氧化物-黏土矿物复合体是将已生成矿物的简单混合^[6, 44, 46],是否为真正意义上的胶结或包被尚难肯定,如合成的针铁矿形貌呈针状^[48],并非土壤中所表现出的片状^[49]。现有文献的结果多是表观的,缺乏从微观尺度对它们的深入认识,与实际情况可能存在一定差距,难以从根源上解释铁、铝氧化物与黏土矿物胶结的本

质。因此,应利用分子环境科学(molecular environmental science)手段^[50],特别是应用同步辐射X射线吸收精细结构光谱(XAFS)、核磁共振(NMR)、X射线光电子能谱(XPS)、原子力显微镜(AFM)、高分辨透射电镜(HRTEM)等现代测试技术,以土壤团聚体为核心,注重它们从非晶质向晶质转化的过程,观察结构变化特点,在分子水平上探讨两者胶结的本质;了解不同结合方式对土壤界面活性及其团聚体稳定性的影响,在微观尺度与宏观表现上探讨土壤退化和环境质量演变的内因。

参考文献:

- [1] 戎秋涛,杨春茂.土壤酸化研究进展.地球科学进展,1996,11(4):396-401
- [2] 李庆逵.中国红壤.北京:科学出版社,1983
- [3] 赵其国.我国红壤的退化问题.土壤,1995,27(6):281-285
- [4] 赵其国.中国东部红壤地区土壤退化的时空变化、机理及调控.北京:科学出版社,2000
- [5] Duiker SW, Rhoton FE, Torrent J, Smek NE, Lal R. Iron (hydr) oxide crystallinity effects on soil aggregation. Soil Sci. Soc. Am. J., 2003, 67: 606-611
- [6] 程昌炳,康哲良,徐昌伟.针铁矿与高岭石“胶结”本质的微观研究初探.岩土力学,1992(13):122-127
- [7] 吴平霄.污染物与蒙脱石层间域的界面反应及其环境意义.环境污染治理技术与设备,2003,4(5):38-41
- [8] 吴平霄.羟基铁铝柱撑蒙脱石 Kegglin 结构的稳定性.矿物学报,1999,19(2):132-138
- [9] 魏俊峰.铅在高岭石表面的吸附模式.地球化学,2000,29(4):397-400
- [10] Zhuang J, Yan J. Virus retention and transport through Al-oxide coated sand columns: Effects of ionic strength and composition. J. Contam. Hydrol., 2003, 60: 193-209
- [11] 刘冬碧.长期施钾肥对湖北省几种土壤黏土矿物组成影响的初步研究.湖北农业科学,1999(6):27-30
- [12] 刘冬碧,贺纪正,刘凡,李学垣.中南地区几种土壤的表面电荷特性 IX.氧化铁铝对表面电荷性质的影响.土壤学报,2001,38(1):123-127
- [13] 于天仁,季国亮,丁昌璞.可变电荷土壤的电化学.北京:科学出版社,1996
- [14] Sumner ME. Effect of iron oxides on positive and negative charges in clays and soils. Clay Miner., 1963, 5: 218-226
- [15] Saleh AM, Jones AA. The crystallinity and surface characteristics of synthetic ferrihydrite and its relationship to kaolinite surfaces. Clay Miner., 1984, 19: 745-755
- [16] Hendershot WH, Lavkulich LM. Effect of sesquioxide coatings

- on surface charge of standard mineral and soil samples. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1983, 47: 1252-1260
- [17] Sakurai K, Teshima A, Kyuma K. Changes in zero point of charge, specific surface area, and cation exchange capacity of kaolinite and montmorillonite, and strongly weathered soils caused by Fe and Al coatings. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 1990, 36: 73-81
- [18] Zhuang J, Yu GR. Effects of surface coatings on electrochemical properties and contaminant sorption of clay minerals. *Chemosphere*, 2002, 49: 619-628
- [19] Liu C, Huang PM. Atomic force microscopy and surface characteristics of iron oxides formed in citrate solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1999, 63: 65-72
- [20] Spadini L, Manceau A, Schindler PW, Charlet L. Structure and stability of Cd^{2+} surface complexes on ferric oxides. I. Results from EXAFS spectroscopy. *J. Colloid Interface Sci.*, 1994, 168: 73-86
- [21] Green-Pedersen H, Pind N. Preparation, characterization, and sorption properties for Ni(II) of iron oxyhydroxide-montmorillonite. *Colloids and Surfaces* 2000, 168: 133-145.
- [22] Goldberg S. Interaction of aluminum and iron oxides and clay minerals and their effect on soil physical properties: A review. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 1989, 20: 1181-1207
- [23] Goldberg S, Glaubig RA. Effect of saturating cation, pH, and aluminum and iron oxide on the flocculation of kaolinite and montmorillonite. *Clays and Clay Miner.*, 1987, 35: 220-227
- [24] Shanmuganathan RT, Oades JM. Modification of soil physical properties by manipulating the net surface charge on colloids through addition of Fe(III) polycations. *J. Soil Sci.*, 1982, 33: 451-465
- [25] Stoylov SP. Relation between stability of oxide and clay disperse systems and the electric properties of their particles. *Adv. in Colloid and Interface Sci.*, 1994, 50: 51-78
- [26] Goldberg S, Kapoor BS, Rhoades JD. Effect of aluminum and iron oxides and organic matter on flocculation and dispersion of arid zone soils. *Soil Sci.*, 1990, 150: 588-593
- [27] Rhoton FE, Römkens MJM, Bigham JM, Zobeck TM, Upchurch DR. Ferrihydrite influence on infiltration, runoff, and soil loss. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2003, 67: 1220-1226
- [28] Rhoton FE, Lindbo DL, Römkens MJM. Iron oxides erodibility interactions for soils of the Memphis catena. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1998, 62: 1693-1703
- [29] Arduino E, Barberis E, Boero V. Iron oxides and particle aggregation in B horizons of some Italian soils. *Geoderma*, 1989, 45: 319-329
- [30] Barral MT, Arias M, Guérif J. Effect of iron and organic matter on the porosity and structural stability of soil aggregates. *Soil & Tillage Research*, 1998, 46: 261-272
- [31] Barberis E, Ajmone MF, Boero V, Arduino E. Aggregation of soil particles by iron oxides in various size fractions of soil B horizons. *J. of Soil Sci.*, 1991, 42: 535-542
- [32] 张琪. 红壤团聚体特征与物理化学性质相互作用机理及其对侵蚀过程的影响(硕士学位论文). 武汉: 华中农业大学, 2003
- [33] Oades JM, Waters AG. Aggregate hierarchy in soils. *Aust. J. Soil Res.*, 1991, 29: 815-828
- [34] Igwe CA, Akamigbo FOR, Mbagwu JSC. Physical properties of soils of southeastern Nigeria and the role of some aggregating agents in their stability. *Soil Sci.*, 1995, 160 (6): 431-441
- [35] Wakindiki IIC, Ben-Hur M. Soil mineralogy and texture effects on crust micromorphology, infiltration, and erosion. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2002, 66: 897-905
- [36] Greenland DJ, Oades JM. Iron hydroxides and clay surface. Adelaide: *Trans 9th Int. Congr. Soil Sci.*, 1968, I: 657-668
- [37] Yong RN, Ohtsubo M. Inter-particle action and theology of kaolinite-amorphous iron hydroxide (ferrihydrite) complexes. *Appl. Clay Sci.*, 1987, 2: 63-81
- [38] Schwertmann U, Fredel J, Stanjek H. From Fe(III) ions to ferrihydrite and then to hematite. *J. Colloid Interface Sci.*, 1999, 209: 215-223
- [39] Oades JM. Interactions of polycations of aluminum and iron with clays. *Clays and Clay Miner.*, 1984, 32(1): 49-57
- [40] Greenland DJ. Charge characteristics of some kaolinite-iron hydroxide complexes. *Clay Miner.*, 1975, 10: 407-416
- [41] Follett EAC. The retention of amorphous colloidal ferric hydroxide by kaolinites. *J. Soil Sci.*, 1985, 16: 334-341
- [42] McAtee JL, Wells LM. Mutual adsorption of clay minerals and colloidal hydrous aluminum oxide. An electron microscopy investigation. *J. Colloid Interface Sci.*, 1967, 24: 203-210
- [43] Herbillon AJ, Mestdagh MM, Vielvoye L, Derouane E. Iron in kaolinite with special reference to kaolinite from tropical soils. *Clay Miner.*, 1976, 11: 201-219
- [44] 李锦恩, 程昌炳, 陈琼, 周良忠. 高岭土与针铁矿胶结样中 ^{27}Al 、 ^{29}Si NMR 谱与其原子电荷关系. *波谱学杂志*, 1997, 14(3): 241-244
- [45] 程昌炳, 陈琼, 周良忠. 由核磁共振谱图看高岭土与针铁矿的胶结本质. *波谱学杂志*, 1995, 12(6): 593-598
- [46] 程昌炳, 陈琼, 周良忠. 由 ^{27}Si 的核磁共振看高岭土与针铁矿的胶结本质. *波谱学杂志*, 1996, 13(5): 459-462
- [47] 程昌炳, 陈琼, 刘少军. 土中胶结强度的微观研究. *华中农业大学学报*, 1998, 17(2): 143-149
- [48] Schwertmann U, Taylor RM. Iron oxides//Dixon JB, Weed SB.

- Minerals in Soil Environments. USA, Madson WI: SSSA Book Ser.1, 1989: 379-438
- [49] Liu F, Xu FL, Li XY. Goethite morphologies of some soils in south of central China. *Pedosphere*, 1994, 4 (3): 193-200
- [50] Sparkes DL. It's about Scale and Interfaces: Frontiers in Basic Soil Science Research. 17th World Congress of Soil Science. Thailand: Keynote lectures, 2002: 26-51

Advancement in the Study on Interactions between Iron-aluminum (Hydro-) Oxides and Clay Minerals in Soil

TAN Wen-feng, ZHOU Su-zhen, LIU Fan, FENG Xiong-han, LI Xue-yuan
(*College of Resources and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China*)

Abstract: Iron-aluminum (hydro) oxides and phyllosilicates are two most important and active solid components in soil, accounting for over 90 percent in soil mass. Interactions between the two in the soil directly affect interface activity, physico-chemical properties, and fertility of the soil. Based on variation of some apparent characteristics displayed during the process of cementation of iron-aluminum (hydro) oxides with clay minerals in soil, effects of their interactions on physico-chemical properties of the soil were elucidated, and mechanisms of the interactions in both macro- and micro-scales discussed. It is proposed that more efforts be made to study interface characteristics and process of the transformation from non-crystal to crystal, in an attempt to further understanding of some soil basic problems, such as soil degradation, aggregate formation, element adsorption and desorption, control of soil pollutants, etc..

Key words: Soil, Oxides, Clay minerals, Phyllosilicate, Aggregate