

农业地质地球化学评价方法研究 ——土地生态安全之地学探索

李瑞敏 刘永生 陈有鑑 著
王支农 王 轶

地 质 出 版 社

· 北 京 ·

内 容 提 要

本书是环境地质和第四纪地质工作者面向新农村建设开展的土地生态安全评价之地学探索。作者从当前土地质量评价面临的问题出发,以第四纪地质学、水文地球化学、植物营养与植物生理学、系统论的思想和方法为理论基础,建立了土地生态安全评价的理论;以土壤地球化学调查数据为基础,建立了农业地质地球化学评价方法,并以浙江省上虞市为例实践了该评价方法,具有较强的使用价值和借鉴意义。

本书是地质科学致力于土地资源和地质环境管理之技术支撑的范例,可供地质、土地、环境等科学工作者和有关院校师生参考。

图书在版编目(CIP)数据

农业地质地球化学评价方法研究:土地生态安全之地
学探索/李瑞敏等著. —北京:地质出版社, 2007. 1
ISBN 978-7-116-05095-2

I. 农... II. 李... III. 土壤地球化学-地球化学
分析 IV. S153. 1

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2006) 第 162709 号

责任编辑:孙亚芸

责任校对:郑淑艳

出版发行:地质出版社

社址邮编:北京海淀区学院路 31 号, 100083

电 话:(010) 82324508 (邮购部); (010) 82324569 (编辑室)

网 址:<http://www.gph.com.cn>

电子邮箱:zbs@gph.com.cn

传 真:(010) 82310759

印 刷:北京北林印刷厂

开 本:787 mm × 1092 mm 1/16

印 张:7.75

字 数:186 千字

印 数:1—1000 册

版 次:2007 年 1 月北京第 1 版·第 1 次印刷

定 价:25.00 元

书 号:ISBN 978-7-116-05095-2

审 图 号:GS (2006) 1697 号

(如对本书有建议或意见,敬请致电本社;如本书有印装问题,本社负责调换)

序

土地是人类生存和繁衍的物质基础和必要条件。土地质量是不可忽视的环境问题。在全国农业地质环境调查中,某些 Cd 高值区部分农作物中重金属的检出,引起了政府和科学家们的高度关注。土地质量的评判就成为环境质量评价的重要前提。那么,土地中重金属元素含量达到什么程度就会对农产品质量构成威胁?换句话说,如何利用土壤地球化学调查数据科学评价土地对农产品质量安全的保障程度,是一个十分重要的科学问题。

作者以华北平原为例,在地表土壤元素的组成分布等土壤地球化学调查资料的综合分析基础上,探讨了土壤中重金属元素进入食物链对人类健康的影响,证实了土壤地球化学调查工作对土地生态安全评价的重要意义。

作者建立了基本可覆盖我国东部平原盆地区的评价方法体系,并给出了评价工作程序。以水稻、小麦、玉米、大豆 4 种大宗农作物为评价指示作物,以普遍关注的 Cd、Hg、Pb、As、Cr、Cu、Zn、Se 8 种元素为评价指标,以我国现有的食品卫生标准作为源标准,提出了这 8 种元素的安全界限值、基本安全界限值和危险界限值的标准,并据此将土地分为安全土地、基本安全土地、警戒土地、危险土地四级。

作者以浙江省为例,以当地主要农作物——水稻为指示作物,应用农业地质地球化学方法进行评价,认为浙江省上虞市平原盆地区土地地球化学状况良好,安全区和基本安全区面积约 716.4km^2 ,占评价区面积的 96.5%;警戒区和危险区呈点状零星分布,总面积约 26.1km^2 ,占评价区面积的 3.5%。调查分析了警戒区和危险区的关键重金属元素的来源,认为主要有自然地质作用和人为工农业生产污染两种途径。

作者还对农业地质地球化学评价方法的特点和存在的问题进行了分析,认为该评价方法关注有害元素的生态效应和危害,选择我国四大粮食作物

——水稻、小麦、玉米和大豆作为评价指示作物，具有实用性和区域可对比性，可直接用于宏观土地质量管理。但该方法不是针对具体田块和某种农作物的适宜性评价，区域上的土地生态安全区可能会生产出“超标蔬菜”；区域上某重金属元素的危险区，若改变土地利用方式，如水田改作旱地，也可能变为安全区，因此评价结果也可用于农业结构调整。另外，土地生态安全性在时空上是个动态可变的，可以通过地球表层水土地质环境监测、评价，进行土地生态安全预测预警，可服务于专门性土地开发利用和土地利用长远规划。

張宗祜

2006. 12. 1

前 言

本书研究内容是中国地质调查局“中国农业生态地球化学评价体系研究与成果集成”项目中“我国农业地质地球化学评价方法研究”子项目和“浙江省农业地质环境调查”项目中“浙江省上虞市农业地质环境调查与绿色土地资源研究”子项目研究成果的一部分，还得到了“浙江省农业地质环境调查”项目的数据支持和中国地质环境监测院“典型地区农业地质调查评价示范”项目的资助。在上述工作基础上，本人在张宗祜院士和蔡鹤生教授的悉心指导下完成了博士论文“农业地质地球化学评价的理论与方法——土地生态安全之地学探索”。本书即是在这篇博士论文基础上修改完成的。

“我国农业地质地球化学评价方法研究”由王支农负责，李瑞敏、陈有鑑、曹峰、郝春明等同志参加；“浙江省上虞市农业地质环境调查与绿色土地资源研究”由解怀生、李瑞敏负责，许兴苗、陈有鑑、陈美君、刘永生等同志参加，李瑞敏、刘永生主要承担了绿色土地资源专题的研究工作。在研究工作之初，陈有鑑搜集了大量文献资料，并根据本项研究工作的思路，整理出部分土壤类型的评价参考值。刘永生编写了评价标准值计算程序（见附录）并进行了数据处理。在研究工作后期，王支农就研究成果和存在问题与作者进行了深入讨论，并提出了一些有益建议。王轶、李鑫、李浩等参与了文献资料搜集、插图绘制和文字排版工作，段琦完成了摘要及图表名的翻译工作。

本项研究是我们多年农业地质工作的积累和延续，凝聚着张宗祜院士、邵时雄研究员、任福弘研究员、侯春堂研究员等同志的智慧和心血，曾得到中国地质科学院物化探所谢学锦院士、任天祥研究员，中国地质科学院测试所前所长李家熙研究员等的指导和关注。本研究得到了全国人大环境资源委员会委员蒋承崧先生，中国地质调查局张洪涛副局长、王平主任、奚小环处长、邱心飞副总工程师，中国地质学会农业地学专业委员会姜建军博士、吕国平博士、黄志兴研究员、石建省研究员，中国地质环境监测院前院长钟自

然博士、侯金武院长、张卫东书记、田廷山副院长、李文鹏总工、段永侯教授级高工、岑嘉法教授级高工、赵运昌教授级高工、哈承祐教授级高工、王瑞久教授级高工、钟立勋教授级高工，浙江省国土资源厅潘圣明副厅长，浙江省地质调查院张建民院长、汪庆华总工程师，中国地质大学沈照理教授、徐恒力教授、靳孟贵教授等领导、专家的关注、关心和支持。

谨以此书向以上领导、专家、同仁，以及所有关注、支持本项研究及研究集体的人们表示衷心的感谢和良好的祝愿！

李瑞敏

2006. 11

目 次

序

前 言

第一章 绪论	(1)
一、我国土地质量问题	(1)
二、农产品质量的重要性	(3)
三、如何认识和评价土地质量	(6)
第二章 研究现状及进展	(8)
一、农业地质研究进展	(8)
二、土壤化学和环境化学研究进展	(14)
三、土地资源评价及土壤质量研究进展	(18)
四、存在问题	(27)
第三章 评价理论研究	(29)
一、表生地球化学系统	(29)
二、岩土-水-农作物元素系统	(40)
三、系统论及其方法	(48)
第四章 评价方法研究	(53)
一、基本概念	(53)
二、评价方法的构成	(58)
三、响应关系模型与评价标准值	(68)
四、评价工作程序	(74)
五、评价方法特点	(77)
第五章 应用实例——以浙江省上虞市为例	(79)
一、研究区概况	(79)
二、土地生态安全性评价	(83)
第六章 结语	(98)
一、主要结论	(98)
二、存在问题与建议	(99)
附录 基于置信区间的评价标准计算程序	(100)
英文摘要	(106)
主要参考文献	(112)

CONTENTS

Preface

Foreword

Chapter 1 Introduction	(1)
1.1 Problems in China's Land Quality	(1)
1.2 Importance of the Quality of Farm Produce	(3)
1.3 How to Understand and Evaluate Land Quality	(6)
Chapter 2 Current Situation and Progress of Research	(8)
2.1 Progress of Agrogeology Study	(8)
2.2 Progress of Soil Chemistry and Environment Chemistry Studies	(14)
2.3 Evaluation of Land Resources and Progress of Soil Quality Study	(18)
2.4 Extant Problems	(27)
Chapter 3 Research into Theories of Evaluation	(29)
3.1 Supergene Geochemical System	(29)
3.2 System of the Elements of Rock and Soil – Water – Crops	(40)
3.3 System Theory and its Methods	(48)
Chapter 4 Research into Methods of Evaluation	(53)
4.1 Basic Concepts	(53)
4.2 Constitution of Methods of Evaluation	(58)
4.3 Model of Response Relationship and Normal Value for Evaluation	(68)
4.4 Procedures of Evaluation	(74)
4.5 Features of Evaluation Methods	(77)
Chapter 5 Practical Case—An Example of Shangyu City in Zhejiang Province	(79)
5.1 General Situation of Studied Area	(79)
5.2 Evaluation of the Ecological Security of the Land	(83)
Chapter 6 Conclusion	(98)
6.1 Major Conclusions	(98)
6.2 Extant Problems and Suggestions	(99)
Appendix: Program of the Calculation of Evaluation Criterion Based on Fiducial Interval	(100)
Abstract in English	(106)
References	(112)

第一章 绪 论

土地是人类进行生产活动的物质基础和必要条件。联合国粮农组织（FAO）于1998年将土地定义为：“土地是指生物圈内的一个可制图区域，其性质由地球陆地近地表的土壤、地形、地表水文、近地面气候、沉积物及其地下水储存、生物资源、人类开拓及其基础设施等全部特征所构成”。土地质量问题既是环境问题，也是资源问题。

一、我国土地质量问题

（一）土地退化问题

我国人均土地资源占有量只有世界人均占有量的1/3，而且土壤侵蚀、土地沙化、土地盐渍化等土地退化问题十分严重。据第二次土壤侵蚀遥感调查结果统计，20世纪末我国土壤侵蚀面积 $355.56 \times 10^4 \text{ km}^2$ ，占调查国土面积的37.42%。黄土高原土壤侵蚀严重的 $43 \times 10^4 \text{ km}^2$ 的土地上，每年流失的肥沃表土厚度平均达到0.5cm；陕西北部 and 内蒙古南部黄土侵蚀量可达3~5cm/a。新中国成立以来，我国由于土壤侵蚀而失去耕地约 4000×10^4 亩^①。一位外国专家在考察了黄河流域后感慨地说：黄河流淌的不是沙土，而是中华民族的血液。

我国天然草地面积近 $400 \times 10^4 \text{ km}^2$ ，占世界草地面积的13%，占全国国土面积的41%左右，是环绕东北、华北、西部最大的绿色屏障。但其退化问题十分严重，约50%~60%的天然草地存在着不同程度的退化趋势。据统计，我国沙漠化发展的速率惊人，20世纪60~70年代为 $1560 \text{ km}^2/\text{a}$ ，80年代为 $2100 \text{ km}^2/\text{a}$ ，90年代达到 $2460 \text{ km}^2/\text{a}$ 。到90年代末，我国北方由于人类活动导致的现代沙漠化土地已达到 $38.57 \times 10^4 \text{ km}^2$ ，每年因土地沙化造成的直接经济损失达540亿元。

20世纪90年代中期，我国分布有盐渍土面积 $81.8 \times 10^4 \text{ km}^2$ （现代盐渍土面积约 $36.93 \times 10^4 \text{ km}^2$ ，残余盐渍土面积约 $44.87 \times 10^4 \text{ km}^2$ ），潜在盐渍化土面积约 $17.33 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。主要分布在滨海、华北平原、东北平原、西北半干旱地区、西北干旱地区等，可分为以含硫酸盐为主的松盐土和以含碳酸盐为主的碱盐土，其对人类生产和生活造成的危害主要表现在使农作物减产或绝收，影响植被生长并间接造成生态环境恶化，且能损坏工程设施，每年所造成的经济损失估计约20亿元。

日益严重的环境问题引起了国际社会的高度关注。1972年6月在瑞典斯德哥尔摩召开了联合国人类环境会议，通过了《人类环境宣言》，明确提出要保护包括土地在内的自

① 1亩=666.6m²。

然资源。1994年6月17日，联合国在巴黎通过了《联合国关于发生严重干旱和荒漠化的国家/特别是在非洲防治沙漠化的公约》（简称《联合国防治荒漠化公约》），包括中国在内的112个国家签署了该公约。1978年我国批准兴建的三北防护林工程是一项国内外瞩目、空前巨大的生态林业工程，占国土总面积的42.4%，是我国防治土地退化的首次战略性举措。

（二）土地污染问题

20世纪30~80年代发生的包括水俣病和骨痛病在内的世界十大公害事件，使人们开始关注与化学物质有关的环境质量问题。1962年蕾切尔·卡逊（Rachel Carson）的著作《寂静的春天》（Silent Spring）出版后，立即引起了轰动。这场关于DDT及其他化学物质污染的大争论，首次揭示了土地生态安全问题。1978年荷兰学者F. A. F. De Haan在研究荷兰沙质土壤施肥状况时，首次提出了“化学定时炸弹”（Chemical Time Bomb，简称CTB）这一概念。1990年W. M. Stigliani给出了“化学定时炸弹”的一般概念：“化学定时炸弹的概念涉及一系列事件，其主要指随着环境（气候和土地利用）的缓慢变化，使存储土壤和沉积物中的化学物质活化，引致延缓的但突然爆发的有害效应。”土壤的脆弱度、化学物质的累积量和土地利用方式是对化学定时炸弹起作用的三个主要方面。“欧洲大面积森林死亡事件”是区域性较大规模爆发“化学定时炸弹”的典型实例之一。至此，以化学物质和化学作用为主体引发的土地质量问题，引起了世人的关注。

我国虽然经历的工业化时间短，工业仍然欠发达，但工农业污染相当严重。这有以下几个原因。

一是由农业生产发展所造成的。大量使用化肥、农药，土地逐渐出现板结，土壤肥力下降。农药的使用虽然消灭了害虫，但也伤害了鸟兽虫蛇，自然生态环境遭到严重破坏，人类生产环境受到严重的威胁。而且，大量使用农药后，农产品食用的有害性增大，影响人们的消费信心。

二是由乡镇企业发展所造成的。在农村改革开放之初，经济二元结构体制制约了农民向城市转移，大量农村剩余劳动力和其他生产要素不能向农村以外的地区和部门迁移，农民只有就地办乡镇企业，摸索出一套“离土不离乡，进厂不进城”的土办法，发展农村的工业化，为农村的发展、农民收入增长做出了贡献。由于这些企业技术落后，虽然环境污染严重、能耗高，极大地破坏了农业的生态环境，但对于一些不发达的乡镇来说，它们可能是财政收入的支柱。因此，一些地方政府睁一只眼、闭一只眼，大会小会上说污染企业早关闭了，而实际上还在生产。

三是由农村盲目开发所导致的。农民因找不到好的致富路，只能靠山吃山、靠水吃水，各地兴起了开发自然资源的热潮。开发现有有限资源成为农民致富的捷径。但资源是有限的，盲目开发造成了很多不利后果，主要表现为水灾、旱灾、沙漠化、环境污染、山体滑坡等灾害频繁发生。

四是由地方政府盲目引进项目所产生的。有些地方政府为了本地经济的发展，对于引进外资往往提供十分优惠的条件，对于一些污染环境、破坏生态的企业也不加以限制，只注重引进的项目数和资金额，而忽视了环境保护。

二、农产品质量的重要性

(一) 农产品质量制约农业产业的发展

我国是农业大国, 66%的人口生活在农村, 32%的劳动力以土地为生计, 农产品国际贸易的变化直接影响到农民的增收、就业和农村的经济发展。实际上, 农产品贸易问题不仅是农业经济问题, 对一个拥有 13 亿人口的农业大国和人口大国来说, 它更是国家安全的重要组成部分。

1980 年中国农产品贸易逆差为 18.9 亿美元, 80 年代之后, 特别是 90 年代, 由于畜产品和水产品出口增长强劲, 农产品贸易出现顺差。1990 年以来, 我国农产品国际贸易一直保持顺差, 1995~2000 年每年净出口值分别为 28.1 亿、24.3 亿、25.4 亿、24.4 亿、53.1 亿、44.2 亿美元。与此同时, 农产品贸易在中国国际贸易中所占的比例不断下降, 1980~2000 年, 农产品出口占全国商品出口的比例由 24.1% 下降到 6.27%, 进口比例由 31.07% 下降到 4.98%, 进出口比例由 27.8% 下降到 5.65%。

1. “绿色壁垒”对我国农产品出口的影响

一些发达国家利用经济和技术优势, 不断增加农产品的检验项目并提高检测标准。从 2002 年初开始, 一些发达国家相继以环保、人类健康等名义, 出台针对我国农产品的进口检验标准, 提高我国农产品的出口门槛。如日本, 对从我国进口的蔬菜, 检测指标从过去的 6 项增加到现在的 40 多项, 对从我国进口的大米检测项目已达 104 项; 韩国对从我国进口的蔬菜农药残留检测最多时有 200 多项指标; 欧盟对茶叶农药残留限量标准比以前严格 100~200 倍; 美国 FDA 对浓缩果汁的检验项目已增至 26 项 (农药残留检验项目除外); 俄罗斯对进口国的茶叶提出 10 多项品质标准和安全卫生标准。

长期以来, 我国一直十分重视农产品的数量, 但忽视了农产品的质量安全问题。直到 2001 年 9 月 18 日, 我国才出台无公害农产品的行业标准, 且此标准远远低于发达国家, 而对有毒有机物的指标和标准并未考虑。在发达国家构筑的绿色壁垒面前, 中国作为世界上最大的发展中国家和最大的出口国之一, 出口产品正受到越来越大的影响。据统计, 2002 年以来由于技术壁垒特别是绿色壁垒, 造成中国农产品出口的直接和间接损失在 100 亿美元以上。绿色壁垒对我国外贸出口的影响程度已经超过反倾销案件的影响, 成为我国农产品出口面临的最大障碍。如日本和欧洲等许多国家将进口茶叶中的氰戊菊酯残留限量标准由 0.1g/kg 调整为 0.05mg/kg, 由此直接导致 2001 年我国出口欧盟的茶叶数量比上一年减少 37%。

2. 绿色食品供给不足

从 20 世纪 70 年代开始, 一些发达国家开始关注有机食品的生产。1972 年, 联邦德国成立了有机农业国际联盟。经过 30 多年的发展, 该联盟已拥有 90 多个国家和地区的 500 多个成员组织, 生产无污染、无公害的有机食品。据世贸组织国际贸易中心统计, 1995 年世界有机食品和饮料的销售额为 110 亿美元, 1998 年美国、德国、英国、法国等 11 个发达国家的绿色食品销售总额达到 135 亿美元, 2001 年全球绿色食品的规模约 200

亿美元,近10年来的平均销售增长率为25%~30%。

我国从1983年开始,由农业部植物保护总站组织部分省市开展了无公害农产品的生产技术研究及应用工作,取得了较好的成效。1989年,农业部绿色食品办公室成立,广州、杭州、南京、上海、深圳等大中城市都将无公害农产品生产列上了政府的工作日程,还建立和发展了天津蓟县、山东寿光县、河北永清县等一批无公害绿色食品生产基地。1994年,国家环境保护局有机食品发展中心(简称OFDC)成立,开始对有机食品的生产和认证进行全面管理。近年来,绿色食品和有机食品生产发展迅速,绿色食品品目数由1990年的127个增加到1999年的1353个,产量也由1990年的 $35 \times 10^4 \text{t}$ 增加到1999年的 $1105.8 \times 10^4 \text{t}$ 。目前,我国已通过认证的有机产品主要有粮食、蔬菜、水果、奶制品、畜禽产品、蜂蜜、水产品、调料、中草药等100多个品种。仅2000年,经国家环境保护局有机食品发展中心认证的按有机方式种植和按有机方式采集的作物面积已达 $10 \times 10^4 \text{hm}^2$,出口销售额约为2000万美元。最近几年的年出口增长率都在40%以上。

目前,我国的绿色食品产量约占全国食品的1%,但出口就占到很大比例,显示了良好的国际竞争力,也表明了绿色食品的发展前景广阔。据统计,1997~1999年,我国绿色食品的出口额分别为5000万美元、1亿美元、2亿美元,连续三年翻番。因此,发展绿色食品和有机食品应是我国农业结构调整的重要内容,也是越过发达国家“绿色壁垒”的战略性措施。目前,我国的绿色食品出口额仅为日本的40%、美国的16%。

(二) 人类对农产品质量的要求越来越高

粮食问题始终是关系我国政治经济生活的大事。新中国成立以来,由于中国特定的历史和现实条件,政府一直以确保粮食数量安全为农业发展的基点,把全部的工作重心都放在确保12亿人口吃饱、穿暖,不受外国反动势力威胁的问题上。改革开放之前,我国长期受粮食短缺的困扰,粮食供不应求造成的切肤之痛至今令人难忘。1984年我国粮食人均占有量第一次达到世界平均水平,标志着我国人民的温饱问题已经基本解决。1995年之后,我国粮食生产稳步发展,先后迈上了 $4500 \times 10^8 \text{kg}$ 和 $5000 \times 10^8 \text{kg}$ 两个台阶,总体上保证了社会发展和人民生活水平提高的需要。1996年以来,我国农业发展进入新的阶段,农产品供求关系发生了重大变化——实现了由长期短缺到总量基本平衡、丰年有余的历史性转变。

随着农产品供求关系的根本性变化,我国农业进入了一个新的发展阶段——全面提高农产品质量安全水平成为一项全局性的战略任务。抓好农产品质量安全工作,对于满足城乡居民对安全优质农产品快速增长的需求,发展优质、高产、高效、生态、安全农业,实现农业增效、农民增收、农产品竞争力增强的目标,具有十分重大的意义。20世纪90年代,我国农业发展已由单一的数量型发展向数量、质量、效益并重发展的方向转变,即向高产优质高效农业发展。

1. 农产品质量问题日趋严重

中国有句古话“民以食为天”。粮食问题,始终是关系国计民生的大问题,是国家经济发展和社会稳定的基石。人们的生活离不开农产品,农产品的质量安全与人们的生命健康息息相关。进入20世纪90年代以后,我国城乡人民生活水平向小康过渡,对食物的要

求由吃饱转向吃好，消费观念由数量型转为质量型，不仅要求食物的多样性，而且注重其质量，尤其关心食品的安全性。美国、日本及欧盟各国从我国进口农产品时，并不要求检测农产品的营养成分，而是注重检验农药残留、重金属及有害有毒微生物的含量。食品的安全性已成为当今社会评价食品质量的重要内容。

Cd 稻米、Pb 超标茶叶等农产品质量问题提示我们，关注农产品质量安全，就是关注百姓的至高利益，关注经济发展。据统计，2000 年全国累计发生 150 余起报告的重大食物中毒事件，中毒 6237 人，死亡 135 人。人体高血铅等隐性中毒更是无法统计。研究证实，人类常见的癌症、畸形、抗药性及某些中毒现象都与食物中的有害残留有关。现代医学研究证明，在致癌因素中，由环境因素引起的占 80%；在环境因素中，由有毒化学物质污染引起的占 8% 以上。我国癌症发病率、死亡率均呈上升趋势，一些奇病、怪病也时有发生，这些都与农药的残留和食物污染有很大关系。事实上，不安全农产品给社会带来的危害远不止健康问题。

北京市农委对农产品的“体检”发现，北京市场上有 18% 的农产品有害物残留量超过了国家规定标准，其中的蛋品超标率为 33%，蔬菜为 20%，水果为 18.7%，肉类为 17.6%。在对蔬菜有机磷残留量的检测中，京郊自产蔬菜中超标率占 17%，外埠进京蔬菜中有机磷残留量更高，达 69%。

随着人类生产和生活的不断进步，食物受到化学污染的机会日益增多。除由于意外被大量农药、铅、砷等有害物质污染而引起的急性中毒外，目前人们更关注的是少量化学污染物长期通过食物进入人体而造成的慢性健康危害，如 DDT 等农药，铅、汞、镉等重金属等，可能在人体内长期蓄积而对健康造成各种慢性危害。1999 年 7 月《中国食物报》发表文章说：“在影响品牌公众形象的诸多因素中，安全性是第一位的，也是永恒的。”获得安全、营养和健康的食物是每一位消费者最基本的权益。谨防“病从口入”，当然是保护健康的最后防线之一。

2. 食品需求多样化

随着生活水平的提高，消费者对自身健康的关注程度越来越高。我国大部分国内企业生产的食品，标签上标注的成分都很简单，基本只有产品主要成分，几乎没有食品添加剂成分及含量，最多只注明“天然香料”、“甜蜜素”等。而国外大部分进口产品在食品成分的标注上则非常详细，基本把食品所含的所有成分都标列出来，包括添加剂。

目前，我国制订的矿泉水标准只是对矿泉水生产企业的准入限制，并没有对不同地下水水源的“体质”作出更细化的评价。但在日本，除国家标准外，矿泉水还拥有美味和健康两项指标，用来给不同口味的消费者提供选购的便利。如有的矿泉水健康指数平平，美味指数则偏高，而有的则是健康指数奇高，美味指数刚过关，这或许对于引导消费有帮助。

中国医促会健康饮用水专业委员会常务理事牛晓英认为，“不含有害物质的纯水很干净，饮用尽管安全但长期饮用对人体并无益”。评判水的“体质”健康与否更重要的，是水的硬度是否偏弱碱性，以及其中宏量元素和微量元素的含量和水分子的大小。安全并不是唯一标准，人们在选择长期的饮用水时还应该注重其是否有益于人体健康。

三、如何认识和评价土地质量

(一) 土地质量评价工作迫在眉睫

1999~2002年,中国地质调查局在广州、武汉、成都地区开展了生态地球化学调查试点工作,采用国家土壤环境质量标准(GB15618—1995),对Cd、Hg、As、Cu、Pb、Cr、Zn、Ni8种重金属元素进行了土壤环境质量评价和尼梅罗综合污染指数评价,将国家土壤环境质量分级的一级、二级、三级和超三级分别定义为清洁、轻微污染、中度污染和重度污染。调查评价结果显示,在自然因素与人为因素的共同作用下,土壤生态地球化学污染区域之大已超乎想像,土壤环境质量向人们敲响了警钟;同时,土壤酸化程度也在增强,从而可能加大对生态环境的影响。

对上述三地区的调查还发现,部分粮食和蔬菜中存在着重金属超标的情况,已引起政府和科学家们的高度关注。2002年国土资源部又在浙江进行了省级试点,并以省部合作调查的方式正式启动了农业地质环境调查工作。根据国土资源部农业地质环境调查规划要点,调查规划总面积 $266.31 \times 10^4 \text{ km}^2$,截至2005年底,共在全国19个省(区、市)开展了农业地质环境调查工作,部署面积 $105 \times 10^4 \text{ km}^2$,分布在我国主要农产区和人口密集区。这项调查工作,采用了1:25万区域地球化学调查技术,将获得全部调查区1个样/4 km^2 、每件样品54个指标(包括52个元素、pH和OrgC值)的大量调查数据。已完成调查面积约 $60 \times 10^4 \text{ km}^2$,取得了一系列重要发现,其中之一就是土地中某些重金属元素和放射性元素的高值区带分布在人口密集区。

(二) 如何建立科学的土地质量评价方法

上述关于土地质量问题和农产品质量重要性的分析,同时说明了人类关注土地质量问题的原因。人类之所以关心土地质量问题,其根本的原因就在于人类关心自身的生存环境、关心自身的健康与繁衍!政府和科学家们对广州、武汉、成都三地区的调查结果也显示,是调查报告中关于土地污染程度和农产品中重金属含量比例超标的数据令人对这项调查工作刮目相看,对自己生存的环境质量产生忧虑!在全国农业地质环境调查工作的初期,又发现了以长江流域沿江高Cd异常带为代表的区域性重金属高值区(带)。一个潜意识里的推测在困扰着人们——这些分布在农业主产区和人口密集区的重金属高值区(带)会对人类产生不利的影响?!

作者从中得到启示:①土地质量评价工作是一项具有重要科学意义和实用价值的工作;②土地质量评价工作必须关注土地的产出效应,换句话说,土地质量评价的依据应该是土地对人类生存环境是否构成威胁以及威胁的程度。那么,已经发现和即将可能被发现的重金属元素和放射性元素的高值区(带),是否对人类生存环境构成威胁,就成为土地质量评价的关键。

土地中存在的高含量放射性元素直接作用于人体,给人们的生命安全造成威胁,本书暂且不论,只论土地中重金属元素对人类的影响。土地中重金属元素危害人类生存的主要

途径,是通过其上生产的农产品进入人类食物链从而对人类的生存和健康构成威胁。实际上,从化学的角度看,土地是由各种化学元素按照不同含量比例组成的,土地中或多或少都含有一定量的重金属元素,只有当其浓度超过了作物需要或可忍受程度,表现出受毒害的症状或其上产出的农产品中重金属含量超过食品卫生标准时,才会对人类生存环境和人体健康构成危害。那么,土地中重金属元素含量达到多少就会对农产品质量构成威胁?如何利用农业地质环境调查数据科学评价调查地区土地对粮食质量安全的保障程度?

另外,Cd等元素在农作物可食部位含量的超标问题,与滥用杀虫剂造成土地污染问题不同,农作物中重金属元素高含量可能是自然和人为因素双重作用的结果。那么,如何从理论上认识土壤中重金属元素的来源,并为制定土地质量保护对策提供依据?

这些就是作者所关注的,也是作者试图通过土地生态安全之地学探索,提出农业地质地球化学评价方法的初衷。

第二章 研究现状及进展

土地质量问题,是人们在利用自然资源——土地资源中遇到的实际问题。实际上人们不只是简单地向自然界索取食物等生活必需品,而且在不断探索自然界的奥秘和自然规律。与本书将要提出的农业地质地球化学评价方法直接有关的研究工作主要涉及农业地质、土壤化学与环境化学、土地资源调查评价等方面。这些研究工作为本评价方法的提出和建立奠定了重要的研究基础,使作者在分享前人学术成就和进展的同时,也发现了其中的缺憾和有待改进之处。

一、农业地质研究进展

(一) 国外农业地质研究进展

“农业地质”(agro-geology)一词最早是由德国学者法鲁(F. A. Fellow)和李希霍芬(F. V. Richthofen)于19世纪中叶提出的,没有明确的定义,只是用于解释岩石风化与土壤的形成关系。20世纪初国际地质学界广泛注意了农业地质研究,曾在欧洲召开过多次国际性会议。1907年匈牙利皇家科学院地质研究所建立了世界上第一个从事农业地质研究的机构——农业地质部,该机构把土壤地质调查、填图和土壤成因与分类作为主攻方向。

20世纪的前50年时间里,先后有英美的地质学家著书讲授农业地质学,如1916年英国剑桥大学R. H. Rasill出版的《农业地质》、1946年美国路易斯安那州立大学F. V. Emeison出版的《农业地质学》。这两本书的初衷都是给从事农业研究的人员介绍地质学的知识,如岩石、矿物、构造等。这些都说明当时的农业地质主要是地质学的知识和认识渗透于土壤研究或直接服务于农业。

20世纪30年代,K. Troll首次提出了“地质生态学”这一术语,现在一般把这一概念理解为研究作为环境系统构成部分和生物圈的物质基础的地质圈及其内在自然和人类活动成因因素影响下所发生变化的科学。区域生态地质调查工作以俄罗斯(前苏联)做得比较系统^①,已经完成了俄罗斯全境内14张1:500万生态地质图。20世纪50年代后,随着世界人口、资源、环境矛盾的日益突出,环境地质学(Betzf, 1962)逐渐兴起,相当多的农业地质问题被列入环境地质的范畴。

直到1972年,美国地质调查所为了统一学科概念,将农业地质解释为应用于农业需要的地质学,勘查土壤的成因和成分、肥料矿产、地下水分布及特征等,属于应用地质学

^① 顾承启译,肖庆辉校,1996。前苏联地质部地质生态调查和制图的要求。

范畴。目前,在国外,农业地质通常被解释为“服务于农业的地质学”,研究影响土壤形成与分布的地质过程,以及地质材料作为保持和提高土壤生产力的手段在农业和林业系统中的应用。主要工作涉及岩石和矿物的农用研究与开发、盐碱地土壤调查与改良、农作物和畜牧生产与地球化学元素关系的研究等,后者更是进一步推进了农业地质研究工作的深入。

1. 农用矿物肥料的开发利用

岩石和矿物在农业上的应用至今已有几个世纪了,但是 Missous (1853, 1854)、Hensel (1890, 1894) 等开创了基于“面包来源于岩石”这一思想的农业研究。Keller (1948)、Keller 等 (1963) 则开创了岩石农用理论研究和实践工作的新时期,随后的研究者还有 Fyfe 及其同事 (Fyfe, 1981, 1987, 1989, 2000; Chesworth 等, 1983, 1985; Van Straaten 和 Chesworth, 1985; Van Straaten 和 Pride, 1993)。20 世纪 80 年代早期,国际发展研究中心资助了第一个农业地质计划——坦桑尼亚-加拿大农业地质计划 (Chesworth 等, 1985, 1989)。

前苏联地质部门在解决矿物肥料方面开展了大量工作。比如为了在西西伯利亚建立起农业化学工业可靠的矿物原料基地,1983 年 2 月在托木斯克召开了有俄罗斯联邦地质部以及其他部门的代表参加的关于在托木斯克地区发展泥炭工业的会议,主要目的之一是研究泥炭作为农肥用于农业生产上的前景以及地质部门在本地区勘探这种资源的可能远景。后来前苏联地质勘探工会新西伯利亚地区委员会等单位于 1984 年在新西伯利亚联合召开了“西伯利亚农业化学原料的地质和地理以及第十一和十二个五年计划期间其应用的可能途径”的专题讨论会,研究农业化学工业矿物原料基地的状况,对最近几年矿物原料基地的发展提出了具体建议。阿塞拜疆一铝厂利用明矾石年产氢氧化铝 $16 \times 10^4 \text{t}$ 、钾肥 $17 \times 10^4 \text{t}$ 、硫酸 $35 \times 10^4 \text{t}$ 。

2. 盐碱地土壤调查与改良

前苏联为解决全国粮食问题,开展了大量的盐碱地改良研究与试验工作。1960 年,前苏联学者 B. A. 柯夫达的著作《中国之土壤与自然条件概论》在中国问世,总论了中国的土壤形成条件及特征,还对我国各地的主要土类、特别是盐渍土作了较详细的论述,并以主要的农场为例,提出了利用方面存在的问题和解决的办法。20 世纪 60 年代,前苏联罗杰 (A. A. Роде) 和柯夫达 (B. A. Ковда) 等人的土壤盐碱地调查与改良研究认为:灌区和非灌区盐渍土壤是在以经由植物或从地表蒸发的毛管上升液流为主的条件下形成的;草原和荒漠区的盐渍土和碱化土的形成,则是由于土壤地下水平衡过程中以蒸发为主的缘故;森林植被下冲洗型土壤水分状况能使一些物质从土壤剖面中淋溶,从土层和风化壳深层完全淋失;在森林草原条件下,土壤水分状况是一个过渡类型。B. A. 柯夫达等出版的《盐碱土地普查与改良》,曾对我国的盐碱地改良工作产生过很大的影响。

3. 农业地球化学研究

西欧、北美等国主要开展了农、林作物与地球化学元素关系的研究,编制了农业地球化学系列图件。J. S. Webb 最早将勘查地球化学方法应用于环境地球化学,研究化学元素分散、富集、迁移与分布在解决农业、畜牧业、地方病等方面的应用。J. S. Webb 等对爱尔兰共和国农业研究所报道的土壤和牧草中硒、钼含量高达中毒水平的利默里克郡 (Limerick) 250km^2 范围内进行每平方公里一个样的水系沉积物取样,发现水系沉积物中硒、钼的高异常

区与富含金属元素的冰碛物和页岩风化的残积物有关,且与牧草中硒、钼的高含量密切相关。喂食的干牧草中硒含量大于 5mg/kg ,牛、马就会逐渐地患慢性硒中毒症。据此,Webb根据水系沉积物中硒、钼的高异常,又指出了可能致使家畜发病的其他地区。

1980年,法国魏格纳等人发表了《地质与酒类》的文章,阐述了波尔多、香槟和布尔贡三个葡萄酒产区的各种葡萄的品质与气候、地质、土性及地貌的关系。他们认为波美罗尔葡萄园出产的红葡萄酒具有一种浓厚的香味,是由于土地中含有富铁氧化物的砾石;而有名的白葡萄酒则产出在上渐新统泥灰岩上的砾石层中。

苏联学者研究了微量元素在不同土壤中的分布型式和存在形式、微量元素在植物和农作物中的分布以及对植物和农作物的影响,提出了植物微量元素临界浓度的概念,指出高于和低于这个临界值就会破坏植物体内的新陈代谢,并在外观上出现不同类型的改变。如谷类作物(小麦、黑麦、燕麦)对铜、钼和锰的不足特别敏感。美国学者H. D. Chapman的研究认为,栽培植物在铜含量为 $1.1 \sim 41\text{mg/kg}$ 、锌含量 $3.9 \sim 229\text{mg/kg}$ (干物质)的情况下仍能正常生长;明显不足的下限浓度为,铜 $0.7 \sim 10\text{mg/kg}$,锌 $0.4 \sim 96\text{mg/kg}$;上限分别为 $1.4 \sim 336.3\text{mg/kg}$ 和 $70.8 \sim 7500\text{mg/kg}$ 。

美国科学家D. C. Adriano 1986年出版了《Trace Elements in the Terrestrial Environment》一书,系统地介绍了陆地环境中与人类密切相关的22种微量元素——砷、硼、镉、铬、铜、铅、锰、汞、钼、镍、硒、锌以及锑、钡、铍、钴、氟、银、铊、锡、钛、钒等。每章集中论述一种或几种微量元素的经济价值、天然赋存状态、土壤-植物系统中元素的循环及其行为、植物需要量及耐毒性、饮用水和食物中元素的健康界限以及在环境中的来源等内容。近年来,来自土壤化学、环境化学等方面的学者,开展了大量有关营养元素有效性和生态效应方面的研究(详见后文)。

(二) 国内农业地质研究工作进展

我国古代劳动人民认识和利用自然环境种植农作物、果树的历史可以追溯到几千年前。《周礼》(公元前5世纪至前3世纪)就记述了五地(五种地形),即山林、川泽、丘陵、坟衍、原隰(低湿的地方),各有其适宜栽培的果树,如山林中宜“柞栗之属”,丘陵上宜“李梅之属”等。可见中国人民在2500年前,就认识到果树与土壤的生态关系。王象晋的《群芳谱》(1621)也有“地不厌高,土肥为上,锄不厌数,土松为良”的记载,说明作物生长与土壤的关系。但是,将作物与环境的关系作为一门学科来研究,历史不过百年,这就是后来的农业地质学。

1. 我国农业地质工作发展阶段

新中国成立以前,地质为农业服务主要侧重于在地质学指导下的土壤矿物、土壤成因研究,以及少量农用矿产的调查工作。近50年来,我国农业地质工作取得了长足的发展,主要可划分为三个阶段。

第一阶段:20世纪50~70年,农用资源服务阶段。新中国成立之初,粮食问题一直是困扰国家安全和生存的大问题。在“有收无收在于水,收多收少在于肥”的思想指导下,地质部门开展了钾矿、磷矿的调查与勘探工作,在北方半干旱、干旱地区开展了农田供水勘查、土壤侵蚀和盐碱化改良研究等工作。60~70年代完成 $1:5\text{万} \sim 1:10\text{万}$ 农田供水水文地质勘查累计约 $130 \times 10^4\text{km}^2$ 。

第二阶段：20 世纪 80 年代，农业地质背景服务阶段。20 世纪 80 年代，地质矿产部成都地质矿产研究所与四川省的棉花种植专家合作，根据地质体的宜棉性调整了全省棉花布局，棉花种植面积减少 40%，但产量却三年翻一番。在此期间地质矿产部多次部署开展以研究农业地质背景与名优特产为主的农业地质工作，以及新型矿物肥料和矿物饲料的勘查与开发研究。1988 年，地质矿产部向国务院报告了关于开展地质为农业服务的工作，掀起了农业地质的第一次高潮。

第三阶段：20 世纪 90 年代以来，农业生态地质阶段。进入 90 年代，“农业地质”已经演化成“农业生态地质”。“农业生态地质学”已经不是早期的“农业地质学”的概念了，已经形成了一个边缘学科的雏形。就是在这个时期（1992 年），中国地质学会成立了农业地质专业委员会。农业地质专业委员会向国际第 30 届地质大会介绍了我国农业生态地质研究的最新成果，受到国际同行的关注；并于 1997 年、1998 年、2000 年、2002 年、2003 年、2004 年分别在山东临淄、浙江杭州、北京、湖南长沙、广西桂林、四川成都召开了全国性学术研讨会，出版了《中国农业地学研究新进展》（1999，2001，2003）。当前开展的省部合作农业地质环境调查工作，掀起了农业地质工作的新高潮。

2. 我国农业地质工作的主要进展

近年来，我国农业地质研究进展概括起来主要表现在以下五个方面。

第一，名特优农林作物的农业地质调查、评价与开发。20 世纪 80 年代以来，名特优农林作物的农业生态地质调查与评价工作开展得有声有色，涉及百余种名优特产，主要有四川柑橘，涪陵榨菜，广西沙田柚，浙江玉环文旦（柚子），山东肥城桃，新疆吐鲁番葡萄，河北沧州金丝小枣，广西荔枝，云南、贵州、河南和山东的烟草，滇西和浙东的茶叶，广西柳江的甘蔗，南宁的香蕉以及山东泰山（东北麓）、河北迁安、北京昌平的板栗等等，取得了丰富的成果，积累了大量数据资料，总结了不少理论认识，利用这些数据资料及其规律，寻找或发现了许多新的农林优势区，扩大了种植，也极大地促进了地方经济的发展。

第二，中低产田及牧区草场的改造。主要涉及盐碱地改良和平衡施肥两方面的工作。对中低产田及牧区草场的盐碱地改良涉及范围包括黄淮海平原、关中平原、内蒙古河套平原、银川平原、东北松辽平原、天山北麓、河西走廊等，为提高粮食产量做出了重要贡献，也积累了很多经验和理论成果。例如，黄淮海平原总土地面积约 $35 \times 10^4 \text{ km}^2$ ，其中耕地约 2.74×10^8 亩^①，占全国总耕地面积的 19%。经过 30 余年的持续努力，黄淮海平原治理盐碱土 4000 多万亩，水浇地发展到 1.6×10^8 亩，占耕地的 60% 左右。这项工作在河北平原、银川平原、河套平原及西北干旱地区等仍在进行，并深化为水资源调蓄和管理工作，涉及水-岩作用机理探索。20 世纪 80 年代以后，我国 1:20 万区域化探扫面资料开始应用于环境地球化学领域，研究了 Zn、Cu、Co、Mo、B 等在不同地区的含量与作物产量的对应关系，寻找产生生物生长缺陷和低产的原因，总结提出当地某些元素与相应作物生长的正常、过量或缺乏的阈值。类似的研究为微肥配制与田间投放提供了技术依据，有力地促进了当地中低产田及草场的改造。

① 1 亩 = 0.0667 公顷。

第三, 农业地质环境及灾害的调查与评价。由于农业地质灾害或人为活动影响, 全国各地还有一些荒山、荒坡、荒地、废旧矿坑和塌陷区、平原区的砖坑地以及干涸坑塘等, 近年来引起山东、河北、湖南等地农业地质研究部门的重视。许多单位对有关区域的水土流失、土地沙化(荒漠化)、沼泽化、盐碱化、冷浸田、岩土崩塌、泥石流与洪泛淤积, 以及工业三废与生活污水及化肥和农药投放过量对土地的污染等等, 进行了大量的调查和评价。如针对洞庭湖区洪涝灾害的防治问题研究认为, 地质构造沉降、泥沙淤积与筑堤围堰是造成渍涝严重、洪灾频繁、生态环境全面恶化的主导因素, 建议实行“淤陆扩湖”的方法顺应自然, 采取相关工程措施营造新的协调发展的“人工-自然复合地质环境系统”, 为有关方面提供了必要的决策依据。

第四, 农业地质区划与农业生态地质调查。近年来, 先后有四川、广西、湖北、山东、河北、河南、江西、广东、安徽、江苏、吉林、浙江、云南、贵州、辽宁等省进行了不同级别的农业地质区划。主要以行政区划为基础, 以涉及气候、地形地貌及岩土结构(个别地区为地球化学和水资源环境)等影响开发利用农林牧土地资源(特别是有关农业生物生产的适宜性)的因素作为区划依据, 如四川盆地棉花种植的调整和河北献县枣林种植的区划, 都曾产生了极大经济效益。“九五”期间, 地质矿产部在传统区域地质调查工作中增加了1:5万生态地质调查试点和1:5万农业生态地质调查试点工作, 如山东临淄幅、青州幅1:5万区域地质与农业生态地质调查试点项目, 河北流常幅、龙华镇幅1:5万农业生态地质调查试点项目等, 都是地质部门为给农业区划提供有效服务的工作。

第五, 岩矿的农业利用。由于农业经济的发展, 农用岩矿资源的开发利用已达到了前所未有的水平, 如温州化工总厂建设了综合利用明矾石的试车间, 四川地质勘查局对四川及西南台地大量分布的“绿豆岩”进行了开发研究, 山东省地质勘查局完成了从海水中提钾的研究任务, 湖南省地质勘查局用钾长石代替部分粘土作配料回收水泥窑灰钾肥的实验已获成功。目前, 国内常用的农用岩矿有沸石、蒙脱石、伊利石、高岭石、凹凸棒石粘土、海泡石、海绿石、蛭石、石灰石、白云岩、石膏、麦饭石、磷灰石、硅藻土、菱镁矿、蛇纹石、褐煤、草炭、绿豆岩、珍珠岩、凝灰岩、火山渣、浮石、火山熔岩等20多种。分别选作矿物肥料、饲料、农药及其载体, 或用于改良土壤。如专用岩矿微肥、海泡石复混肥、矿物种衣剂等的成功研制, 以及石灰岩、泥炭、沸石、膨润土等非常规农用矿产, 都具有很好的应用前景。我国稀土资源异常丰富, 对多种作物具有显著的增产提质作用。我国农用稀土产品已打入国际市场, 为许多国家所选用。

3. 我国农业地质研究的内容和方法

农业发展的迫切需要和地质工作领域的拓展, 有效地推动了地学与农学的交叉渗透和农业地学理论的形成发展, 已经陆续出版了一些专著, 如《新疆塔里木盆地西部平原生态环境地质综合研究》、《生物的地质环境学》、《果林农业生态地质研究》、《区域地球化学与农业和健康》、《生态环境地球化学图集》、《岩土-植物大系统研究》、《元素生态地球化学及其应用》、《湖南农业地质概论》等等, 主要理论进展主要体现在概念演化、研究内容、技术方法三个方面。

(1) 农业地质概念及其演化

1986年李正积教授首先提出了农业地质背景的概念, 认为农业生态地质背景系指同大农业(农林牧副渔)相关的地质体或岩石体和地质营力作用(内、外营力)的特殊综

合；1996年他又运用现代生态学观点、系统工程学原理和其他前沿学科理论，进一步研究了岩-土-水-植物大生态系统效应。2001年曾群望等提出了生物地质环境学的概念，认为生物地质环境学是用地质学的理论和方法研究生物及其赖以生存的地质环境之间的关系，着重研究地质环境对生物影响的学科，它是生物学、地质物和环境科学等相互渗透、融合而成的边缘学科。1999年，陈梦熊院士从环境地质学的观点出发，认为生态环境地质学是把地质环境作为一个独立的非生物系统，研究在自然生态环境与社会生态环境双重影响下地质环境与人类生存环境之间的关系。

张宗祜院士认为，“农业生态地质学”已经形成了一个边缘学科的雏形，农业生态地质学是农业科学、地质学、环境科学等多学科交叉的边缘学科，可以作为地学的一个新的分支学科。农业生态地质学是研究人-农业生产-地质环境整个系统的结构、功能及其相互作用的学科，换句话说，就是研究在人为调控下，生态农业系统与地质环境间相互作用的关系，也就是研究作为生态系统组成部分的农业活动和它所处的地质环境相互作用的过程、机理，并且使它在人为调控下达到可持续发展的目的。

(2) 农业生态地质学的研究内容

农业生态地质学的研究内容，主要涉及生态地质结构、生态地球化学、生态水文地质和生态经济地质四个方面，普遍关注地质背景和地质结构、岩石-土壤-植物的元素系统、大气降水-土壤水的包气带土壤溶液等的研究。近年来，技术与经济的结合研究也开始受到关注。

第一，生态地质结构研究，包括地表结构、地下岩土结构及物质、能量转换的界面，是控制农林作物最佳生长的养分“供给、输送”的格架。

1) 地表结构，即地-气界面。

2) 地下岩土结构，包括岩石的岩性、粒度组构、孔隙、岩石节理、破碎带、风化壳、断层或其他地质构造，以及一定深度内岩土产状或呈层序列特征及沉积相等。对于土壤，还包括其物理性质和土体构型等。

3) 物质、能量转换的界面，包括：①岩-土界面，即风化壳中的岩石与风化带界面，基岩与残坡积层的接触面，土壤发生层的A、B、C层与D层（母质）的界面，用以研究营养元素的质、量、比的变化；②土-植（物）界面，即根系与周围的接触面；③水-土界面，即地下水或包气带水与气带岩石的界面。

第二，生态地球化学研究，主要是研究营养元素“供给、输送”和平衡的过程以及与生态的关系。

1) 元素（或元素组合）及其含量的背景值与植物适宜含量阈值，包括：①背景值与植物适宜含量阈值；②地球化学晕，包括原生地球化学晕、次生地球化学晕和生物地球化学晕等。

2) 区域“地质环境-元素平衡-生物生产”系统最佳运行的机制分析，包括：①元素平衡研究；②微量元素与生物生产研究，以改造不良土壤或培养肥力，提高产量、改进农林作物品质，增强作物的抗逆性。

3) 生态地球化学区划指标和定量评价公式和系数，包括：①标志和指标；②公式和系数，如吸收系数、配比系数、供养强度、输养强度等。

4) 污染与地方病。

第三,生态水文地质研究。水质、水量及潜水埋藏条件,自然降水时段与作物需水程度的协调性,以及区域水资源与区域农业用水量的平衡程度等,都是“农业-水、土资源-地质环境”系统中必须统一研究的。尤其要注意浅层地下水及其上的包气带水的运移和开发利用的研究,以至于调控技术的研究。

第四,生态经济地质研究。主要从地质学角度研究生物生产中的生态经济学问题,内容包括:①土地利用规划及区域规划研究;②农业地质灾害的防治研究;③污染对生物生产影响和对人畜疾病(包括地方病等)的防治研究;④农用岩石矿物的开发利用;⑤生态旅游地质资源的开发利用和保护。

(3) 新技术、新方法的应用

在遥感技术土地利用现状调查、土壤侵蚀调查与规律研究、农业地质背景调查中,利用计算机技术进行农业地质地球化学元素数据处理,建立相应的农业地质环境数据库,都收到了良好的效果。例如,GIS技术用于确定需要退耕还林还草的耕地数量及空间分布,研究盐碱地改良分区等,利用“三S”技术还可编制土壤肥力退化、土壤酸化、土壤污染及土壤石质化与沙化时空变化图。此外,利用中子水分仪观测包气带水分动态,利用稳定同位素 ^{15}N 技术观测肥料吸收效果等,都取得了可喜的成果,还建立了野外农业地质试验基地(场)。

二、土壤化学和环境化学研究进展

(一) 土壤营养元素与植物营养

1840年德国李比西(J. F. Liebig)出版了《化学在农业和植物生理学上的应用》一书,提出了土壤是养分的储存库,无机物可以转化为有机物,只需要使用矿质肥料,把植物吸收的矿质养分归还土壤,就能使土壤的耗损与营养物质之间保持平衡,物质的生物循环过程可以免于土壤肥力下降。19世纪后半叶,法鲁(F. A. Fellow)、李希霍芬(F. V. Richthofen)、拉曼(Ramann)等将土壤的形成过程看作是岩石矿物的风化过程和物质的地质循环过程。他们认为岩石风化的碎屑物是植物生长所需矿质养分的来源,土壤是植物养分的储存库;同时,土壤中的矿质养分遭到淋溶,肥力下降,最后变成岩石。

20世纪30~40年代,前苏联维尔拉德斯基(В. И. Вирнадский)和维诺格拉多夫(А. П. Виноградов)证实了土壤形成过程并不是与风化过程和矿物质形成过程完全等同的一种过程,而是一种综合的生物地球化学过程。与此同时,威廉斯(В. Р. Вильямс)首次提出了土壤统一形成过程的学说,特别强调生物在土壤形成过程中的作用,建立了土壤结构性和土壤肥沃性的新观点。他们系统地研究了植物-土壤系统中所形成的植物有机体和无机灰分的化学组成,阐述了植物在矿质营养元素生物循环中的生物地球化学作用和土壤形成作用。以后的研究也证明,由于有机质的分解和矿化的硅、铝、铁化合物进入生物循环,形成次生粘土矿物,如氧化硅、碳酸钙、水铝英石和蒙脱石类等。

1952年波雷诺夫(Б. Б. Полюнов)对风化壳的形成、类型和地球化学过程进行了深刻的论述。1954年费尔斯曼(А. Е. Ферсман)将风化和土壤形成产物的移动、分异和聚

集过程的整个土圈及风化壳称为表生作用带。土壤水分状况对土壤中物质的运动和土壤形成过程具有重要的影响。同时,风化和土壤形成物的侧向和横向再分配、分异作用及次生积聚过程在土壤形成过程中也具有很重要的作用。20 世纪 70 年代以来卡瓦古齐(K. Kawaguchi)等重点研究了土壤处于氧化还原交替环境下引起物质移动和累积的情况,特别是水稻土的发生与演变,1978 年在菲律宾还专门召开了国际水稻土学术会议。

土壤是营养元素进入有机体的主要环境,土壤中营养元素不足或过剩,必然影响有机体内多种生物化学过程的正常进行,不利于有机体的发育,甚至引起植物病害。如缺锌可引起柑橘叶子出现斑点斑病,停止生长;缺铜可引起果树枯枝。

土壤营养元素除高背景值与低背景值区对农业产品的数量与质量有重要影响外,在土壤营养元素含量属于一般的中等水平地区,由于区域间环境条件的差异和农业产品的多样性,不同自然条件和不同农业结构区域,往往出现某些营养元素的不足,采用增施某些营养元素的方法可获得农作物的显著增产及改善产品品质,因此在我国不少区域开发了硼、钼、锌、铜及稀土等微量元素肥料。为了合理利用微量元素肥料,必须掌握区域土壤环境背景值,以及背景值的活性,这样才能既达到作物增产的目的,又可防止过量施用这些肥料造成土壤污染而危害有机体的后果。

土壤中某元素有效态含量 C 与全量 A 的比值,称为该元素的活性 B 。 B 是土壤元素全量、有效态、土类、有机质、粘粒、pH 值的函数。引入土壤元素背景值的活性就可在农业上使用背景值数据。已知 A 、 B ,即可求 C ,与有效态临界含量相比,就可指导微量元素肥料的经济合理施用。我们可以借助土壤背景值含量粗略计算土壤中有效态含量范围与供给水平,也可借助元素活性反推土壤中元素的丰缺,判断是缺全量或是活性低,从而采取相应的对策,既可使微肥使用合理,作物显著增产,又可防止过量施用造成土壤污染。

(二) 元素形态分析与生物有效性研究

由上可知,元素总浓度分析已不能满足科研和生产的需要,如铬、砷、硒是常见的多价元素,不同价态的化合物具有不同的毒性和化学活泼性。如铬(Ⅲ)是人体的必需元素,它在细胞表面有专门受体,并能调节胰岛素正常代谢,但铬(Ⅳ)对人体有高毒性,并能致癌。

Barber (1984) 用生物有效性 (Bioavailability) 的概念将养分区分为“潜在有效”和“实际有效”。研究元素价态工作始于 20 世纪 70 年代末,后在国内外逐渐成为重要的研究方向,主要在环境监测、冶金、食品、材料催化剂等领域开展。

元素的价态分析的最终测定方法,与以往的总量测定相同。关键是前处理中采用化学分离法把同一元素的不同价态进行分离。分离方法有有机溶剂萃取法、离子交换树脂分离法和氢氧化物共沉淀法等,然后根据各元素的不同性质可用分光光度法、原子吸收光谱法、电化学分析法、气相色谱法等测定。如俞穆清等提出了用 N_{235} - MIBK 体系萃取铬(Ⅳ),TTA - 乙醇 - MIBK 体系萃取铬(Ⅲ), $Na(PO_3)_6$ - N_{235} - MIBK 体系萃取总铬,再用原子吸收光谱法测定的方法。王顺荣探讨了在不同酸度条件下用 4 - 硝基邻苯二胺 - 甲苯分别萃取硒(Ⅳ)和硒(Ⅵ),然后用气相色谱法测定的方法。

近年来高精仪器的出现,新的有机试剂的合成,以及计算机在分析化学中的应用,使分析元素价态的方法日趋简单、快速、准确,灵敏度也有了提高。一般不需用化学分离技

术,在试样中可直接连续测定同一元素的不同价态,或分别测定具有不同价态的多种元素。例如,孙群等用离子色谱法,在其他大量阴离子存在的情况下,通过把紫外/可见光检测器和电导检测器串联使用可同时分离并测定环境样品中砷(Ⅲ)、砷(Ⅴ)、硒(Ⅳ)和硒(Ⅵ)。迟锡增应用 APDC - MIBK - GFAAS 法可测定砷(Ⅲ)、砷(Ⅴ)、硒(Ⅳ)、硒(Ⅵ)、锑(Ⅲ)和锑(Ⅴ)。

(三) 土壤 - 植物系统中营养元素的相互作用与有效性

重金属元素(如 Cd、Pb、Cu、Zn 等)间、营养元素(如 N、P、K、Ca、Mg 等)间的相互作用研究得已较多,而重金属元素与营养元素间的交互作用研究目前尚处于起步阶段,属于重金属元素污染生态研究的前沿。

1. 重金属元素对营养元素在土壤中化学行为的影响

重金属元素对营养元素在土壤中化学行为的影响是土壤重金属污染危害的一个重要方面,它是隐蔽的、长期的,也是导致土壤生产力下降的本质原因,但这方面的研究工作目前在国内外开展得尚不多。

土壤营养元素的吸附解吸过程在某些营养元素的生物有效性方面起着重要作用。K 吸附动力学研究发现,添加 Cu、Cd 明显地降低了土壤对 K 的吸附,添加量越高,降低程度越大。而且 Cu 对 K 吸附的抑制作用大于 Cd。K 的缓冲容量(PBC)也因 Cu、Cd 加入量增加而下降,其下降率分别为 20% ~ 32% 和 7% ~ 20%。然而, Bolland 报道, Zn 处理使针铁矿对 P 的吸附量明显地高于对样品。

元素在土壤中的存在形态及其转化与多种因素有关,当其他条件不变时,外加某物质必将对其产生影响。目前,有关重金属污染对土壤营养元素形态转化影响的研究报道很少。Folle 等曾报道,加入重金属 Cu、Zn、Cd、Ni 的硫酸盐,可使土壤中 Al - P、Fe - P 含量下降,但对其原因未作解释。

营养元素的迁移性既反映其向植物体的转移性(生物有效性),也表征其在土壤剖面中的垂直移动性,因此,它是生态环境活性的反映。Cu、Cd 的加入可引起土壤溶液中 K、Mg 和 Ca 的活度增加,且可提取态 K、Mg 也有增加, Cu 的这一影响比 Cd 大。Robertson 报道,重金属污染后引起土壤 Ca、Mg、K 下移。然而, Folle 等和王宏康等的研究认为,土壤受重金属 Cu、Ni、Pb、Zn 等污染后, P 的可提取性明显低于未受污染的土壤。上述结果表明,重金属污染导致土壤对阳离子的保持力减弱、淋溶增加,而使 P 的有效性降低。

2. 营养元素对重金属元素在土壤中化学行为的影响

营养元素对重金属吸附解吸作用的影响已有一些研究。Zhu 等认为,交换性 Ca、Mg 离子明显降低土壤对 Zn、Cu 的吸附,而且 Zn 吸附降低率大于 Cu; K^+ 对 Zn、Cu 吸附的影响甚微。试验表明,土壤对 Cu、Cd 的吸附作用也因 P 的施用而减少。 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 不仅使红壤 Cd 吸持量降低而且解吸量增加。据报道, P 可使富含氧化物的可变电荷土壤对 Zn、Cu 的吸附增加,而使恒电荷土壤对 Zn 的吸附降低,说明 P 对重金属元素行为的影响与土壤性质关系甚大。

营养元素进入土壤后可以引起重金属存在形态的变化。这一工作目前仅在 P 方面有一些报道。Kaushik 等和 Shuman 的研究表明,施 P 可明显降低中性及微酸性土壤 Zn、Cd、

Cu 的碳酸盐态、有机态及晶质氧化铁态含量，而增加其交换态及无定形氧化铁态比例，残留态 Zn、Cd、Cu 则不受影响。P 肥的施入也引起了 Mn 由难溶形态（晶质氧化铁和残留态）向中度可溶形态（无定形氧化铁锰态）转化，这是由于 P 肥降低了周围土壤 pH 值及 P 与氧化物反应速率的缘故。这就意味着 P 可促进重金属的生态危害性。然而，也有报道指出，酸性土壤中施 P 使土壤 Zn 的交换态、有机态比例降低，而残留态和无定形氧化物态 Zn 比例增加。这是因为 P 可提高土壤负电荷而增加了 Zn 的吸附。可见，P 对土壤中重金属形态与转化的效应受土壤性质的制约。

土壤重金属迁移性大小决定了它对生物和生态环境的危害大小，可惜这方面的研究甚少。有报道指出，P 能有效地促进土壤中 As 的释放与迁移，这是由于 P、As 具有相似土壤环境化学行为而产生竞争作用的结果。Brown 等报道，施 P 可增加土壤中可提取态 Zn 的含量。

3. 植物体中元素的交互作用

植物是一个复杂的有机整体，其中某一成分的改变（增加或减少）会影响其他成分功能的发挥，最终反映在植物生长发育和产量上。据报道，在 100 ~ 200mg/L 的 Pb 浓度下，施 P 处理可促进植株幼苗根生长。在无 N 情况下，5mg/kg 的 Zn 就引起小麦籽粒、茎秆和根重下降，而在施 N 75mg/kg 时，Zn 浓度达 10mg/kg 才开始引起这些指标明显下降。

重金属元素作为一种离子，或者与营养元素竞争植物根系吸收位，或者影响植物生理生化过程，从而引起植物对营养元素吸收性能及转运特征的改变。Cd 使玉米植株 N、K 浓度上升而使其吸收量下降，但使 P 浓度及其吸收量都下降。水稻添加 Cd 降低了稻草中 Mg、Fe、Zn 浓度。有试验表明，施 Zn 使植物 P 浓度降低，但 Cd 在 Zn 存在时可增加植物 P 浓度，而无 Zn 时却又降低 P 浓度。Zn 浓度增加，降低了植物 Ca、Mg、K、Na 浓度以及 Ca/Zn 比。Yevdokimova 指出，Cu、Ni、Co 重金属污染土壤后，生长于其上的燕麦地上部分硝酸盐有明显积累现象。Tyksinski 曾报道，莴笋中 Cu、B 与 Ca 间，Zn、Mn 与 P 间，Zn、Mn 与 Mg 以及 Zn 与 K 间存在拮抗作用。过量重金属元素的含量不仅降低了植物对营养元素的吸收，也干扰了营养元素在植物体内的分配，重金属 Cd、Mn、Mo 使土豆中 Ca 向地上部的转移明显降低。

营养元素是影响植物吸收重金属的重要因素，有些已成为调控重金属植物毒性的途径与措施。研究表明，植物生长在 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 溶液中，其 Cd 浓度和吸收量都大于在 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 溶液中生长的植物，N 形态对植株 Zn 浓度的影响也与此类似，但 Cd 在植株体内的分布则不受 N 形态的影响。液培中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 增加单子叶植物对 Fe、Al、Cu 及 Zn 的吸收，但 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 则恰恰相反，这可能是植物对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 吸收引起 H^+ 分泌造成根系表面环境酸化，而 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 吸收则引起 OH^- 分泌使根系环境碱化所致。不同种类 N 肥在促进植物吸收土壤 Cd 方面的大小顺序为 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 > \text{NH}_4\text{NO}_3 > \text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ ，其作用机理一方面可能是盐基阳离子对 Cd 的置换作用，另一方面可能是肥料降低了周围土壤 pH 值而增加了 Cd 的溶解度。土壤施 P 通常降低旱地植物体内重金属的含量，但也有施 P 促进 Pb 对植物有效性的报道。Merry 等指出，P 施用量需达到一定水平才有明显降低植物体内重金属含量的作用。然而，水稻吸收 Cd 却随施 P 而增加。施 K 可明显降低小麦 Zn 的浓度及吸收量。土壤 Ca、K 含量升高使大豆幼苗中 Cd 浓度显著减低，但大豆幼苗干物质质量却没有明显受到影响。

综上所述,土壤-植物系统中营养元素相互作用研究虽取得了一些进展,但绝大多数工作是单向作用的研究,在同一系统中进行双向作用的研究尚少,土壤和植物相互间是分割的,尚未作为一整体参与研究,且有关交互作用机理的认识尚比较肤浅。

三、土地资源评价及土壤质量研究进展

关于土地的研究评价工作,涉及土地资源评价和土壤质量研究两大方面。国外和国内在这方面的研究互有借鉴,也各具特点。

(一) 土地资源评价方法研究进展

1. 国外土地评价方法

土地评价的目的就是为合理利用土地、发展经济提供科学依据。根据评价过程和指标的不同,土地评价方法分为三大类^①。第一类是定性方法,第二类是定量方法,第三类是介于前二者之间的半定量土地评价方法。国际上典型的定性化土地评价方法有以美国为代表的土地潜力评价和联合国粮农组织的土地适宜性评价;量化土地评价方法主要有模型方法和系统动力学方法;半定量土地评价有参数方法和生态带(区)方法。

1) 土地潜力评价方法。1961年美国对土地潜力进行了评价分类。该土地潜力分类系统首先按土地的用途区分为野生、林业、牧用和农用四类,再根据土地潜力影响因子的限定性和障碍性程度将土地分为八级(表2-1、图2-1)。

2) 土地适宜性评价方法。1976年,联合国粮农组织(FAO)发布了土地适宜性评价(《A Framework for Land Evaluation》)。FAO土地适宜性评价分类系统将土地分为适宜和不适宜两大类,又按适宜程度和限制性因子分为纲、级、亚级、单元四级(表2-2)。由表2-2可以看出,FAO土地适宜性评价分类系统仅仅是一个评价框架,评价结果的详略程度可以根据地区条件和评价要求的不同而定。

表 2-1 美国的土地潜力分类系统

Table 2-1 Land potential classification system of the USA

土地潜力评价		野生	林业	牧用			农用		
I	限								
II	定								
III	与								
IV	障								
V	碍								
VI	性								
VII	增								
VIII	↓ 加								

① 吴克宁, 2005. 土地质量评价概述(讲稿)。

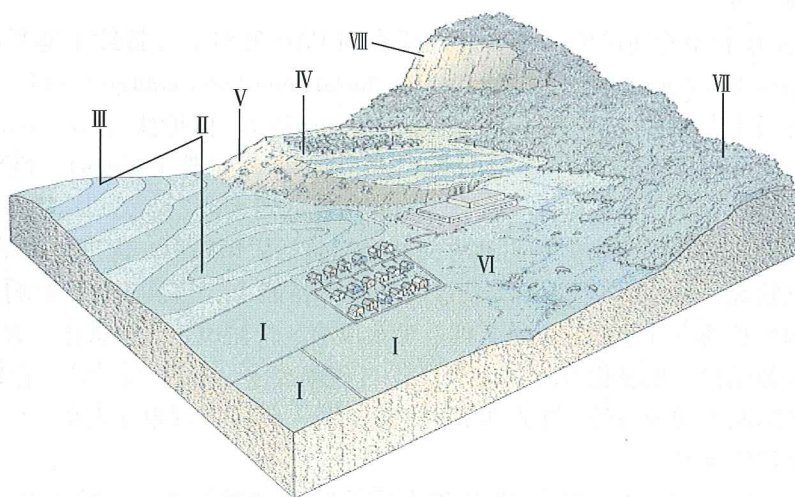


图 2-1 美国的土地潜力分类示意图

图中 I—VIII 表示土地分级

Fig. 2-1 Land potential classification sketch map of the USA

表 2-2 联合国 FAO 土地适宜性评价分类系统

Table 2-2 Classification system of the FAO of the UN for estimating land applicability

纲	级	亚级	单元
纲：表示适宜性种类	级：表示在纲内的适宜程度	亚级：表示级内的限制性因素的差异 以 S_2 （中等适宜）为例可能有： S_{2m} 表示水限制 S_{2o} 表示通气性差 S_{2n} 表示养分状况差 S_{2e} 表示抗侵蚀差 S_{2w} 表示土壤耕性差 S_{2v} 表示扎根条件差等	单元：表示级内的限制性因素的微小差异 以 S_2 （中等适宜）的 S_{2e} 亚级为例： S_{2e-1} 、 S_{2e-2} 等 表示 S_{2e} 这一亚级内可以区分两种抗侵蚀性不同能力的单元，但这两个单元是在中等适宜的范围内
S（适宜）	S_1 高度适宜 S_2 中等适宜 S_3 勉强适宜		
N（不适宜）	N_1 暂时不适宜 N_2 永久不适宜	如 N_{1m} 等	

3) 农业生态区方法（AEZ）。1978 年，联合国发布的农业生态区方法（AEZ）是把一个土地区域划分为具有相同性质的很小的土地单元，评价土地适宜性、土地潜力和环境影响的方法。农业生态区是依气候、地形、土壤、土地覆被来定义的土地资源单位，每个区内对土地利用来说具有特定的潜力和限制性范围；农业生态单元（AEC）是由地形、土壤、气候特征组成的最小单元，是农业生态区法的基本单元。其基本工作程序是：第一步，确定土地利用方式及其生态要求，即确定土地利用方式和土地利用方式的生态要求；第二步，从土壤和地形、气候、土地利用或土地覆被现状、行政区等方面开展土地资源调

查工作，并结合农业生态区根据土地特性和质量划分农业生态单元；第三步，根据自然产量，划分土地等级。

4) 持续土地利用管理评价。1993 年，联合国 FAO 发布了《持续土地利用管理评价纲要 (An International Framework for Evaluating Sustainable Land Management)》(FESLM)。该评价方法遵循生产性 (productivity)、稳定性 (security)、保护性 (protection)、经济可行性 (viability) 和社会接受性 (acceptability) 等五个评价准则 (pillars)。FESLM 指标分为自然方面、生物方面、经济方面、社会方面的指标共四大类。各类指标详尽而复杂，例如《无灌溉农业土地评价指南》中自然方面的指标包括太阳辐射、温度、有效给水状况、根层有效给氧状况 (排水)、有效给养状况、养分保持能力、扎根条件、影响发芽与成苗的条件、影响生长的空气湿度、成熟条件、洪水风险、气候风险、盐碱化、有毒物质、病虫害、土壤可使用性、机械化潜力、土地预备与清理要求 (植被/杂草)、存储与加工条件、影响生产时间安排的条件、生产单元内的可达性、潜在管理单元大小、区位、侵蚀风险、土壤退化风险等等。

5) 模型方法。1990 年，根据 1989 年七国首脑会议的要求，经济合作与发展组织 (OECD) 启动了生态环境指标研究项目，创立了“压力 - 状态 - 响应” (PSR) 模型的概念框架。有关指标见表 2-3 和表 2-4。

表 2-3 压力 - 状态 - 响应模型的部分指标

Table 2-3 Part of the indexes of the pressure - condition - reaction model

问题	压力指标	状态指标	响应指标
有毒污染	重金属排放量有机化合物排放量	环境与活体物种中重金属与有机化合物的浓度	产品与生产过程中有毒物质含量的变化
城市环境质量	城市废气排放	受空气污染物与噪音影响的人口数 城市地区周围的水条件	
水资源	水资源使用强度	水资源短缺的范围，持续时间和频率	水价格，以及废水处理开支占总成本的百分比
土壤退化 (沙漠化与侵蚀)	侵蚀风险：潜在与现实的农业土壤利用	表层土损失程度	被恢复区域

表 2-4 环境性状相关指标 (EPI)

Table 2-4 Relative environmental properties index

	产出指标	影响指标
土地利用	养分的亏空程度 侵蚀率 自然覆被与受耕覆被的比率 植被增长情况	养分平衡 土壤厚度 有机质含量 全要素生产力 多年生与一年生作物的比率 土壤保护公顷数 耕地灌溉面积

续表

	产出指标	影响指标
水污染	生产与生活垃圾的排放： 排泄物中大肠菌数量 生物需氧量（BOD） 化学需氧量（COD） 重金属含量	水体中的污染物浓度： 排泄物中大肠菌数量 生物需氧量（BOD） 化学需氧量（COD） 重金属含量
空气污染	排放废气中： 悬浮颗粒含量 废气二氧化碳含量 废气铅含量	环境大气中： 悬浮颗粒含量 废气二氧化碳含量 废气铅含量

2. 国内土地评价方法

我国古代对土地分类定级的工作开始较早，如禹贡时代将土地分为 9 等，战国时代将土地分为 3 等 18 类共 90 种，宋朝、明朝、清朝分别将土地分为 5 等、13 等和 4 等。我国现代土地分类定级工作主要涉及三个部门或单位，即农业部、国土资源部和中国科学院南京土壤研究所。

（1）耕地地力调查与质量评价

农业部开展全国耕地地力调查与质量评价的目的在于查清我国耕地土壤养分状况、土壤污染问题。该工作以县为单位，图件比例尺 1:5 万；耕地基础地力构成要素包括立地条件、土壤条件和农田基础设施条件。立地条件又包括地貌类型、地形坡度和坡向等、成土母质（残积物、坡积物、洪积物、冲积物、湖积物、海积物、黄土母质等）；土壤条件包括土壤剖面与土体构型、土层状况（耕层厚度、有效土层厚度、土体厚度、障碍层深度和厚度等）、耕层土壤理化性状（质地、容重、pH 值、交换量、有机质、矿质养分、含盐量、盐分构成、地下水矿化度、碱化度和石灰含量等）、直接污染源的背景值、土壤侵蚀程度；农田基础设施条件包括农田水利工程、水土保持工程、田园化与植被生态建设、土壤培肥水平等。不同类型区的耕地基础地力评价因素应反映地区性特点（表 2-5）。

通过全国耕地地力调查与质量评价，将全国耕地类型区系统划分为东北黑土型耕地类型区（水稻土）、北方平原潮土-砂姜黑土耕地类型区、北方山地丘陵棕壤-褐土型耕地类型区（含黄棕壤、黄褐土）、黄土高原黄土型耕地类型区、内陆荒漠（淤）土耕地类型区、南方稻田类型区、南方山地丘陵红黄壤（含紫色土、石灰岩土）旱耕地类型区等 7 个类型。1996 年颁布了农业部行业标准《全国耕作类型区、耕地地力等级划分》，2002 年全国农业技术推广服务中心会同有关单位又制定了《全国耕地地力调查与质量评价技术规程》（试行）。由上可知，该评价体系侧重于分类，在土地等级划分上仍然是以粮食产量为标准，没有将自然条件和人为投入体现出来。

表 2-5 我国南方耕地基础地力评价因素

Table 2-5 Factors for estimating the soil fertility of the farmland in south China

耕地 类型 区	南方稻田耕地类型区			南方旱耕地类型区	
	平原台地 稻田亚区	丘陵山地梯级 稻田亚区	盆地 稻田亚区	平原台地 旱耕地亚区	丘陵山地 旱耕地亚区
评 价 因 素	地形部位	地形部位	地形部位	地形部位	地形部位
	成土母质	成土母质	成土母质	成土母质	成土母质
	冬季地下水位	排灌条件	冬季地下水位	土层厚度	土层厚度
	排灌条件	剖面构型	排灌条件	水土流失程度	水土流失程度
	剖面构型	障碍层深度	剖面构型	水利状况及抗旱能力	地面坡度
	障碍层深度	耕层质地	障碍层深度	剖面构型	水利状况及抗旱能力
	耕层质地	耕层厚度	耕层质地	障碍层深度	剖面构型
	耕层厚度	有机质	耕层厚度	耕层质地	障碍层深度
	有机质	全氮	有机质	耕层厚度	耕层质地
	全氮	有效磷	全氮	有机质	耕层厚度
	有效磷	速效钾	有效磷	全氮	有机质
	速效钾	pH (H ₂ O)	速效钾	有效磷	全氮
	pH (H ₂ O)	阳离子交换量	pH (H ₂ O)	速效钾	有效磷
	阳离子交换量	熟制	阳离子交换量	pH (H ₂ O)	速效钾
	含盐量	粮食产量	熟制	阳离子交换量	pH (H ₂ O)
	熟制		粮食产量	含盐量	阳离子交换量
	粮食产量			粮食产量	粮食产量

(2) 农用地分等定级估价

国土资源部开展的农用地分等定级估价是“新一轮国土资源大调查——土地资源监测调查工程”的重要组成部分，是继土地详查摸清农用地数量和权属后，对农用地质量和价格的大调查，旨在摸清我国农用地质量等级与价格，建立起农用地的等、级、价体系。《农用地分等规程》、《农用地定级规程》、《农用地估价规程》三个行业标准从 2003 年 8 月 1 日起正式颁布实施。

农用地分等技术思路表明，土地等别揭示了生产能力及其分布，包括光温生产潜力（土地质量差异基准面）、自然质量（土地自然条件差异）、开发利用（生产者平均利用水平差异）和综合因素（平均投入产出水平差异）等，等别层次揭示了开发利用潜力。该农用地评价体系具有以下特点：①与土地详查、土壤普查成果相衔接；②综合运用土地自然评价、土地经济评价和土地利用评价的理论与方法；③在全国范围内可比，通过包括光温生产潜力指数、标准耕作制度、产量比系数、指定作物最大产量、最大“产量-成本”指数等国家参数体系实现；④综合农用地利用现状评价、潜力评价和适宜性评价，将分等和定级结合起来。其不足之处在于没能够开展土壤样品的采样分析，部分数据陈旧。

(3) 土壤质量演变规律与持续利用研究

中国科学院南京土壤研究所主持完成的国家重点基础研究计划项目（973 项目）“土壤质量演变规律与持续利用”的总体目标是：建立土壤质量指标体系与评价系统，提出土壤质量国家标准的建议方案；评估我国主要类型耕地土壤质量，揭示其演变规律；揭示

土壤圈层界面物质交换规律及其对土壤质量的影响机理；创建主要耕地土壤质量的保持与定向培育理论，建立典型耕地土壤质量数据库与咨询系统。主要关注的科学问题包括：①土壤质量的演变机理、分异规律及保持与定向培育理论，着重阐明影响我国土壤质量变化的主要过程、机理和调控理论，以提出均衡土壤养分和提高土壤肥力、调控盐碱和酸化障碍因子，修复污染土壤，减轻土壤侵蚀，有效提高土壤质量的理论依据，为发展土壤资源的持续利用理论奠定基础；②土壤圈层界面物质交换对土壤质量与动植物健康的影响机制，着重阐明土壤圈与水、气、生物及岩石圈层界面的主要物质交换过程、速率、通量及关键因子，揭示土壤圈层界面物质交换的规律，及与土壤质量形成和环境演变的关系，提出土壤质量培育的界面调控理论和途径；③土壤质量指标的表征理论与方法，运用先进的量化表达理论和方法，对遴选获得的表征土壤质量的指标进行赋值、标准化，依据系统研究建立的土壤质量指标体系和评价系统，对土壤质量状况进行评价。

通过重点研究，初步制定了我国主要土壤类型黑土、潮土、红壤、水稻土、菜园土的土壤肥力质量评价指标和土壤健康质量基准。

（二）土壤质量研究进展

1. 国外土壤质量评价

土壤质量是土壤在一定的生态系统内，提供生命必须养分和生产生物物质的能力，容纳、降解、净化污染物质和维护生态平衡的能力，影响和促进植物、动物和人类生命安全和健康的能力之综合量度。

土壤质量包括三层内涵和功能：第一，土壤生产力，即土壤提高植物和生物生产力的能力；第二，环境质量，即土壤降低环境污染物和病菌损害的能力；第三，动物健康，即土壤质量影响动植物和人类健康的能力。这三项功能也被称为土壤肥力质量、土壤环境质量和土壤健康质量，有关指标见表 2-6、表 2-7 和表 2-8。

表 2-6 土壤质量田间描述性指标

Table 2-6 Descriptive index of the soil quality in the field

指标		差	中	好
土 壤 指 标	蚯蚓	很少活动迹象	一些蚓洞和蚓粪	许多蚓洞和蚓粪
	侵蚀	严重侵蚀，大量表土移动，形成了侵蚀沟	中度侵蚀，面状和细沟侵蚀，一些表土被吹动	很少侵蚀迹象，表土可以抵抗风蚀和水蚀
	耕性	犁面很难冲洗，土壤难以剥离	土壤附着于犁面，很难行进，需要外力	土壤松软易犁
	结构	大土块或粉状	多块状	松散团粒状
	颜色	茶色、浅黄，橙色或浅灰	棕，灰，红	黑，深棕，深灰
	板结	坚实板结，厚的板结层	浅板结层或犁底层	松软，没有板结层
	入渗	表面滞水	缓慢渗透，雨后滞水	柔软多孔，不滞水
	斑纹	大量粗斑纹和中斑纹	少量的中小斑纹	几乎没有斑纹
气味		腐烂的气味	没有气味	新鲜的土味

续表

指标		差	中	好
土壤指标	孔隙	难以找到大孔隙	仔细观察可以找到一些大孔隙	许多大孔隙
	结皮	容易形成结皮	有时形成一些结皮	表面很多孔隙没有结皮
	坡度	陡	稍陡	平坦
作物指标	作物长势	生长迟缓, 长势不整齐	部分长势不整齐	健康, 整齐
	发芽状况	苗弱, 不整齐	部分出芽不整齐	出芽整齐健康
	根系	根系细小, 杂乱	部分根系细弱, 多数健康	健康, 分布整齐

表 2-7 常用土壤质量分析性指标

Table 2-7 Common analytic index for soil quality

土壤质量物理指标	土壤质量化学指标	土壤质量生物指标
通气性	盐基饱和度 (BS%)	有机碳
团聚稳定性	阳离子交换量 (CEC)	生物量
容重	污染物有效性	C 和 N
粘土矿物学性质	污染物浓度	总生物量
颜色	污染物活动性	细菌
湿度 (干、润、湿)	污染物存在状态	真菌
障碍层深度	交换性钠百分率 (ESP)	潜在可矿化 N
导水率	养分循环速率	土壤呼吸
氧扩散率	pH	酶
粒径分布	植物养分有效性	脱氢酶
渗透阻力	植物养分含量	磷酸酶
孔隙连通性	钠交换比 (SAR)	硫酸酯酶
孔径分布		生物碳/总有机碳
土壤强度		呼吸/生物量
土壤耕性		微生物群落指纹
结构体类型		培养基利用率
温度		脂肪酸分析
总孔隙度		氨基酸分析
持水性		

表 2-8 土壤质量和健康状况参数及其与土壤质量的联系

Table 2-8 Soil quality and health condition parameters and their relationship with soil quality

土壤状况参数	与土壤功能的联系	优先测定的基本原理
土壤物理指标		
质地	水分和化学品的保持和传输	模型使用, 土壤侵蚀和变量估计
土壤, 表土和根层深度	生产潜力和侵蚀估计	景观和地理变异性的标准化
土壤容重和渗透性	淋溶、生产和侵蚀潜力	基于体积的分析需要容重数值
土壤持水性 (水分特征曲线)	水分保持, 传输和侵蚀	有效水: 从容重、质地和有机质计算

续表

土壤状况参数	与土壤功能的联系	优先测定的基本原理
土壤化学指标		
土壤有机质 (总 C、总 N)	定义土壤肥力、稳定性和侵蚀范围	使用在过程模型和点位规范化
pH	定义生物和化学活性阈值	对过程模型非常重要
电导率	定义植物和微生物活性阈值	在多数过程模型中缺乏
交换性 N、P、K	植物有效养分和潜在 N 损失	生产力和环境质量指标
土壤生物指标		
微生物量 C、N	微生物催化潜力和 C、N 储存	模拟: 管理对有机质影响的预警
潜在矿化 N	土壤生产力和 N 供应潜力	过程模型
土壤呼吸、水分含量和温度	估计生物活性模型	微生物活性测定

2. 国内土壤质量评价

国内关于土壤质量的研究主要集中在土壤背景值、土壤环境容量和土壤环境质量标准研究等三个方面。

(1) 土壤背景值调查和研究

土壤环境背景值是指土壤在发育形成过程中, 未受或很少受到人为活动的影响, 特别是未受或很少受到污染、破坏的情况下, 土壤本身固有的化学组成和含量。它基本反映土壤环境原有的物质组成、性质和结构特征。“七五”期间, 由国家环境保护局主持、国家教育委员会和中国科学院参与主持的国家科技攻关项目“全国土壤环境背景值研究”, 是迄今为止最为系统的土壤重金属背景值研究成果。与世界土壤相比, 我国土壤的砷、锌、铜含量高于世界均值; 汞、锰、钴在世界范围值之中; 镉、铬、镍低于世界均值; 铅的变异超出世界平均范围。历时 16 年的全国第二次土壤普查工作, 重点对土壤中 N、P、K、Fe、Mn、Cu、Zn、B、Mo 等 9 种营养元素进行了系统测试分析, 建立了土壤肥力分级标准。

(2) 土壤环境容量研究

环境容量这一概念, 大约于 20 世纪 70 年代引入到环境科学领域。目前关于土壤环境容量的概念尚在探索之中。一种观点认为, 土壤存在一个可承纳一定污染物而不致污染作物的量。一般将土壤所允许承纳污染物质的最大数量称为土壤环境容量。另一种观点认为, 土壤环境容量是在不使土壤生态系统的结构和功能受到损害的条件下, 土壤中所承纳污染物的最大数量。后者强调必须明确污染物对土壤生态系统的结构和功能的影响, 以及系统结构和功能方面的要求。不少国家, 如前联邦德国、日本、前苏联、澳大利亚等国家确定了某些污染物的土壤环境污染标准。我国对土壤环境容量研究已有一些报道。

土壤临界容量可用于表征土壤对各种污染物的容纳能力。在获得土壤对污染物的各种生态效应和环境效应, 并获得各种单一体系的临界含量后, 就可以采用各种效应的综合临界指标得出整个土壤生态系统的临界含量, 并作为国家制定环境标准的依据和确定土壤环境容量的依据。表 2-9 为我国草甸褐土区各单体系的临界含量。

表 2-9 我国草甸褐土区各单体系临界含量

Table 2-9 Critical content of each system in meadow brown soil area of China

(mg/kg)

体系 元素	人体健康效应	作物效应		土壤生物效应	环境效应	
		水稻	小麦		地下水	地面水
Cd	2.8	150	15	3~5	*	*
As	67	21	32	27~54	*	*
Hg	0.4	1.05	1.50	1.25~1.5	*	*
Pb	600	500	300	300~500	*	**

注：* 地表径流、地下渗漏水不超标；** 3.5mg/kg 时，地表径流、地下渗漏水不超标。（据夏增禄，1986）

用数学模型定量表达土壤环境容量的方法尚在探索之中。目前，常采用的确定土壤环境容量的方法包括土壤静容量和土壤动容量。土壤静容量是根据土壤的环境背景值和环境标准的差值来推算容量的一种简易方法，可由 $C_s = M(C_i - C_{Bi})$ 表示（式中： M 为每亩耕层土壤重量（kg）， C_i 为 i 元素的土壤临界含量（mg/kg）， C_{Bi} 为 i 元素的土壤背景值（mg/kg））。这时，现存容量 $C_{sp} = M(C_i - C_{Bi} - C_p)$ ， C_p 是土壤中人为污染而增加的量。另外，土壤环境容量也可用 $Q = (C_k - B) \times 150$ 粗略估计（式中： Q 为基本的土壤环境容量（g/亩）， C_k 为土壤环境标准值（mg/kg）， B 为区域土壤背景值（mg/kg））。

土壤是一个开放的物质体系，污染物可进入土壤，也可以输出。土壤动容量是根据污染物的残留来计算土壤的环境容量。假定年输入量为 Q ，年输出量为 Q' ，若 Q 大于 Q' ，则残留量为 $Q - Q'$ 。随着时间的推移，残留量也不断地增加，造成积累。累积率（ K ）为残留量（ $Q - Q'$ ）与输入量 Q 之比，则 n 年内土壤污染物累积总量 A_T （含当年输入量）为 $A_T = Q + QK + QK^2 + \cdots + QK^n$ ，而 n 年内的污染物残留总量 R_T （不含当年输入量）则为 $R_T = QK + QK^2 + \cdots + QK^n$ 。当年限 n 足够长时， QK^n 趋于零， A_T 达到最大极限值。因此，污染物在土壤中的年累积量为 $A_T' = K(B + Q)$ （式中： A_T 为污染物在土壤中的年累积量（mg/kg）， K 为土壤污染物年残留率（%）， B 为污染物的区域土壤背景值（mg/kg）， Q 为土壤污染物的年输入量（mg/kg））。假定每年残留率（ K ）相同、年输入量相同，则 n 年内土壤的总累积量为 $A_T = BK^n + QK \frac{1 - K^n}{1 - K}$ 。从式中可以看出，年残留率 K 值的大小，对计算结果影响很大。不同地区的土壤，不同的污染物，其 K 值也有差异，需通过试验求得。利用这种计算方法，可预测某污染物累积达到区域的环境标准所需要的年限。

（3）土壤环境质量标准研究

为贯彻《中华人民共和国环境保护法》，防止土壤污染，保护生态环境，保障农林生产，维护人体健康，我国于 1995 年制定颁布了土壤环境质量标准（GB15618—1995）（表 2-10）。该标准按土壤应用功能、保护目标和土壤主要性质，规定了土壤中污染物的最高允许浓度指标值，用于农田、蔬菜地、茶园、果园、牧场、林地、自然保护区等的土壤。该标准根据土壤应用功能和保护目标，将土壤划分为三类：Ⅰ类主要适用于国家规定的自然保护区（原有背景重金属含量高的除外）、集中式生活饮用水源地、茶园、牧场和其他保护地区的土壤，土壤质量基本保持自然背景水平；Ⅱ类主要适用于一般农田、蔬菜

地、茶园、果园、牧场等土壤，土壤质量基本上对植物和环境不造成危害和污染；Ⅲ类主要适用于林地土壤及污染物容量较大的高背景值土壤和矿产附近等地的农田土壤（蔬菜地除外），土壤质量基本上对植物和环境不造成危害和污染。

表 2-10 土壤环境质量标准值

Table 2-10 Environmental quality standard for soils

(mg/kg)

级别		一级	二级			三级
土壤 pH 值		自然背景	<6.5	6.5~7.5	>7.5	>6.5
镉 ≤		0.20	0.30	0.30	0.60	1.0
汞 ≤		0.15	0.30	0.50	1.0	1.5
砷	水田 ≤	15	30	25	20	30
	旱地 ≤	15	40	30	25	40
铜	农田等 ≤	35	50	100	100	400
	果园 ≤	-	150	200	200	400
铅 ≤		35	250	300	350	500
铬	水田 ≤	90	250	300	350	400
	旱地 ≤	90	150	200	250	300
锌 ≤		100	200	250	300	500
镍 ≤		40	40	50	60	200

注：①重金属（铬主要是三价）和砷均按元素量计，适用于阳离子交换量 $>5\text{cmol}(+)/\text{kg}$ 的土壤，若 $\leq 5\text{cmol}(+)/\text{kg}$ ，其标准值为表内数值的半数；②水旱轮作地的土壤环境质量标准，砷采用水田值，铬采用旱地值。

该标准规定，一级标准为保护区自然生态、维持自然背景的土壤环境质量的限制值；二级标准为保障农业生产、维护人体健康的土壤限制值；三级标准为保障农林业生产和植物正常生长的土壤临界值。各类土壤环境质量执行标准的级别规定为：Ⅰ类土壤环境质量执行一级标准；Ⅱ类土壤环境质量执行二级标准；Ⅲ类土壤环境质量执行三级标准。

四、存在问题

国内外大量的农业地质研究成果证明：①农业地质起源于土壤的形成研究，服务于农业生产；②矿物肥料的勘查与应用、土壤改良工作等农作物增产的根本在于增加土壤中营养元素的含量（P、K 等）、调整土壤中元素含量的浓度（Na、Ca、Mg、Cl、S 等）；③土壤中某些元素含量（Mo、Mn、Se、Cu、Zn 等）与农作物和名优特产的产量品质、牧草及畜牧的质量、人类地方病等密切相关；④标准图幅的农业地质调查、农业环境的调查评价和区划、表生地球化学和表生水文地球化学研究等使农业地质趋向边缘学科；⑤农业生态地质学的提出标志着一个新的边缘学科的诞生，明确了学科内涵、目的任务、研究内容和方法。

土壤化学和环境化学研究，进一步从机理上明确了：①土壤是植物的养分库；②土壤是元素从无机界进入有机界的主要环境；③土壤中元素活性、生物有效性、元素间相互作用

用等从机理上加大了研究的深度；④植物体中元素积累的研究证实了有机体中元素来源于土壤。

但是，农业地质、土壤化学和环境化学的研究成果均未能从理论上说明土壤中元素的来源、含量意义，也不能直接应用于土地质量的区域性评价。国内外土地资源评价与土地管理现状的要求也不相适应：①偏重于宏观评价，对化学元素指标考虑不够；②土壤背景值和土壤环境容量只是为土地的化学指标评价奠定了研究基础；③土壤环境质量标准是目前最可能应用于区域评价的成果，但仍存在一些明显的问题。

土壤环境质量标准本身主要存在以下两个方面的问题。

1) 一级标准的制定过分强调统一。我国地域辽阔，气候类型复杂多样，因而各地土壤性质差异也较大。国家土壤标准中要求一类标准采用全国统一的背景值，而实际上，一方面，有许多地区土壤背景值高于国家标准值，在这种情况下，即使土壤没有受到任何污染，其重金属元素值也会超出标准，而被认为不符合一类土地的使用要求，这显然是不合理的，而且会影响土地的正常利用；另一方面，有些地方背景值低于国家标准的土壤可能已有污染物累积，却并不超出标准，而被认为无污染，不能引起有关部门的重视。

2) 二级标准难以操作。二级标准值是从全国众多土壤类型中选最小的土壤环境临界含量经综合考虑而制定的，因此利用此标准算出的土壤环境容量对大多数地方势必偏小，不能充分利用土壤的自然净化能力。在《土壤环境质量标准》实施过程中，农产品卫生状况有可能出现下述4种情况：第一种情况是土壤中有害物质含量符合土壤环境质量标准，农产品中的有害物质含量也符合食品卫生标准；第二种情况是土壤中有害物质含量超过土壤环境质量标准，农产品中的有害物质含量也超过食品卫生标准；第三种情况是土壤中有害物质含量超过土壤环境质量标准，而农产品中的有害物质含量符合食品卫生标准；第四种情况是土壤中有害物质含量符合土壤环境质量标准，而农产品中的有害物质含量超过食品卫生标准。第一种情况是居大多数的，因为标准的制订就是以众多环境质量基准值的低值为依据。第二种情况也是可以预期的，土壤中有有害物质含量超标，其农产品也超标。第三种情况是不可避免的，例如，中性土壤中镉的环境质量标准值定为 0.30mg/kg ，在那些基准值高的土壤中，就会出现这样的情况：某一土壤镉含量为 0.4mg/kg ，虽然超标，但其上生长的农产品镉含量不超标。第四种情况也会有，但属少数。所有这些问题都严重影响着我国的土地质量评价和管理。

同时，在土壤环境质量标准的应用上也存在一些问题，如将土壤环境质量标准分级直接定义为土壤污染程度分级等。实际上，土壤环境质量标准已明确规定了其适用范围，其本质是要求不同用途的土壤执行不同的级别，与土壤是否污染及污染程度无关。另外，土壤污染评价与土地安全可用程度评价，也属于两类截然不同的问题。

因此，如何利用农业地质环境调查（多目标土壤地球化学调查）结果对土地质量进行评价，就是本研究的关键所在。这里所谓的土地质量评价，本质上是对土地生态安全程度进行分级。而对土地质量的形成演化分析，是作者试图利用多学科的原理和知识，剖析人口密集区土地在自然和人为双重作用下的演化规律，目的是诠释土地质量评价的结果，并进一步提出土地管理和保护对策。

第三章 评价理论研究

本章从第四纪地质学、地貌学原理出发,论述表生地球化学系统的形成演化过程。现今土壤中化学元素的组成、分布与分配,是第四纪地质历史演化的结果。因此,土地中物质组成的决定性作用包括侵蚀-堆积地质作用、表生地球化学作用和人类工程活动的改造等。

土地中的元素由无机界进入有机界,是发生在表生地球化学系统中的另一个元素生物系统。元素由岩土体溶解进入地下水中,并通过地下水(包括浅层地下水和土壤水)进入农作物,这一元素从无机界进入有机界的作用系统,使得土地成为农产品质量安全的源头。表生地球化学系统和元素生物系统是两个迥然不同而又紧密联系的复杂系统,是认识和评价土地质量的地质和农学基础。

一、表生地球化学系统

(一) 侵蚀-堆积地质作用是表生地球化学系统中元素的来源和组成的基础

我国农业主产区和人口密集区主要分布在平原区和盆地区,而平原和盆地的松散堆积物是在地质历史时期经过侵蚀-堆积地质作用形成的,从而也奠定了表生地球化学元素系统的来源和组成基础。这里,以华北平原的形成及表生地球化学元素系统特征为例加以论述。

1. 华北平原的形成

华北平原的最终形成是晚全新世河流沉积作用导致泥沙堆积造陆的结果,而河流得以汇流塑造华北平原是中国大陆自西向东呈三级阶梯作用的结果。华北平原北部、西部山区属延庆-怀来-桑干河-汾河-渭河裂谷系,是由陕西省宝鸡、西安盆地,山西省运城、临汾、太原、忻县、大同盆地,河北省蔚县-阳原盆地,河北涿鹿-怀来-北京延庆盆地等组成的一个近S形的构造带。裂谷系中新世最早的沉积出现在广义的汾渭盆地,系未钻透的古近纪户县群(Eh)。我国中西部地区上新世气候干热,红粘土发育,干旱草原植被茂盛,草原之上有大片内陆湖。华北山间盆地的湖泊,如古三门湖、古泥河湾湖等即是在此背景下形成的。粗略说来,2.58~3.40Ma的高斯极性时是华北、黄土高原、云南高原湖盆形成或湖泊广泛发育期,但隆升与断陷在不同地点表现不一。进入第四纪,各湖盆发生不同程度的萎缩,周边山体的抬升使湖盆边缘受河流的影响增强。如河北阳原泥河湾盆地最终因湖泊外流,黄土堆积其上,造成湖盆淤塞,直至最后消亡。华北平原作为汇流区,接受周边山体抬升造成的大量物质供给(图3-1),其主要输送动力是河流,山前地区还有崩塌、滑塌和泥石流堆积。尽管在不同地点水成沉积表现不一,但是现在的平原区在第四纪同样出现湖泊沉积萎缩、洪泛平原逐渐发育的现象,其根本原因是青藏高原隆升造成的中国大陆东部的沉降,以及河流阶段性输沙塑造了东部大平原。

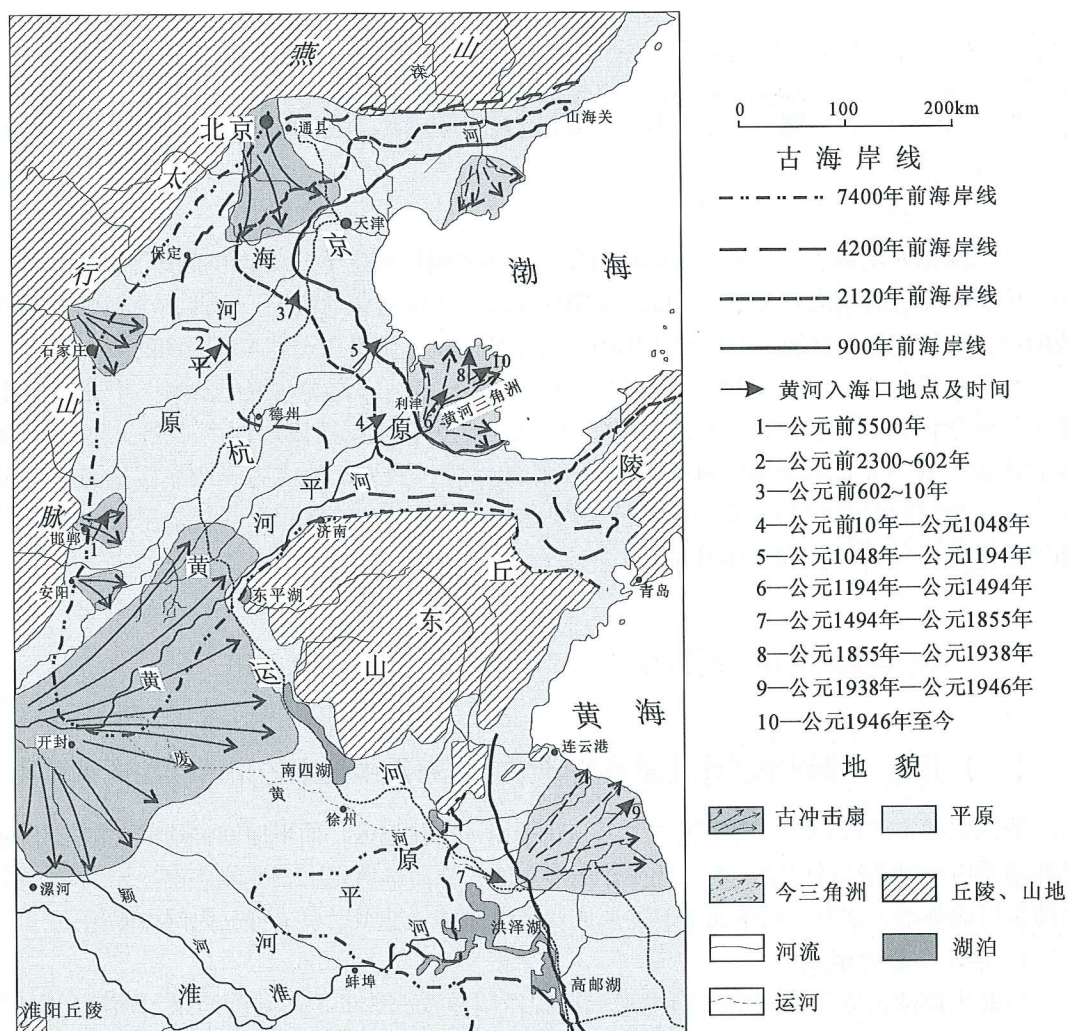


图 3-1 华北平原形成演化及地貌略图

Fig. 3-1 Formation & evolution and geomorphological feature of north China plain

华北平原的形成从第三纪以前就开始了，距今大约已有 7000 多万年的历史。从第三纪晚期到第四纪是平原形成的主要时期。华北大平原是华北地台的一部分，华北地台是我国最古老的岩石圈断块，地台区内较大的断裂带将地台分割成六个部分，即胶辽断块、内蒙古断块、鄂尔多斯断块、太行断块、冀鲁断块和豫淮断块等，后两个断块就是黄淮海平原的范围。这些断裂带在中生代燕山运动的影响下，产生了新的发展过程，导致一些断块的隆起和上升，及另一些断块的逐渐下降。其中下降比较激烈的是冀鲁断块，也就是现今的黄淮海北部的华北平原。在第三纪末、第四纪初发生的差异性断块活动，使太行山和燕山总体上升成为海拔 1000 ~ 2000m 的山地；华北平原则是相对沉降区。冀鲁断块的下降成为一个强烈凹陷的构造盆地，太行断块的抬升，为这个凹陷的盆地提供了沉积的物质来源。河流把山地侵蚀物质源源不断地向平原输送，将原来起伏不平的基岩全部掩盖，使渤海逐渐被填充，形成冲积扇和冲积平原，终于演变为堆积平原，并为以后的大规模沉积奠

定了基础。

华北平原第四纪沉积物厚度 350 ~ 650m 不等, 有些地方较薄, 只有 100m 左右, 第四纪沉积物厚度主要决定于基底构造, 凹陷区沉积厚度大, 隆起区沉积厚度小。地层的分布无论在空间上或时间上都具有一定的分布规律和明显的沉积特征。从山前到滨海, 沉积物由粗到细。在山前地带以洪积、冲积物为主, 沉积物颗粒较粗, 多为砂砾石组成; 平原中部则以冲积、湖积为主, 沉积物为砂、砂质粘土; 到滨海平原则属冲积、三角洲沉积和海相沉积, 以细粒沉积为主, 包括粘土、淤泥以及粉细砂沉积物。

在空间上的分布规律和沉积特征, 随着时间的发展而变化。在第四纪的整个过程中, 沉积的最大特点就是具有多旋回性。由于构造运动的上升与下降, 气候的冷暖变化、海侵与海退、剥蚀与堆积等各种因素的交替变化, 使沉积物颜色、颗粒粗细出现了周期性的循环, 但是各个不同的沉积阶段, 又具有其特定的景观地球化学特征。在第四纪的各个时期, 沉积了一套以河湖相为主的沉积物。第四纪早期, 广大平原上广泛分布有淡水湖泊和河流; 到第四纪中期湖泊逐渐收缩, 河流发育; 第四纪晚期, 湖泊逐渐消亡, 冲积、洪积相则比较发育, 海相沉积物增加, 并出现泥炭和沼泽相沉积。

2. 华北平原的地质地貌类型及其总体特征

晚全新世 (2500aB. P.) 以来, 华北平原气候逐渐向干、凉方向发展, 相应地河道变迁也逐渐频繁。近几千年来的黄河决堤泛滥对华北平原地表堆积物及现代自然环境具有重要影响。自周定王五年 (公元前 602 年) 以来, 黄河决口泛滥达 1500 多次, 较大的决口改道有 26 次, 重要的决口改道有 7 次 (表 3-1)。据研究, 华北平原可划分为四个地质地貌类型, 即山前洪积扇类型、洪积扇前缘洼地类型、冲积扇-冲积平原类型、潟湖-三角洲平原类型, 各自具有不同的自然环境特征。

表 3-1 黄河下游重要河道变迁概况

Table 3-1 Transitional situation of main riverway in lower reaches of Yellow River

改道次序	年份	决口地点	入海地点	分流状况	改道原因
第一次	公元前 602 年	宿胥 (滑县东北)	沧州、黄骅入渤海	近海口分流	自然
第二次	公元 11 年	魏郡 (今濮阳西北)	滨县、利津入渤海	近海口分流	自然、人为
第三次	公元 1048 年	澶州商胡埽 (今濮阳东昌湖集)	北流由天津入渤海, 南流由无棣笃马河入渤海	两股分流	自然
第四次	公元 1194 年	阳武光禄村故堤 (今原阳西北张大夫寨)	清江口、云梯关入海	独流	自然、人为
第五次	公元 1494 年	开封荆隆口	淮河入海	黄河入涡、入颍、入泗分成多股	自然、人为
第六次	公元 1855 年	铜瓦厢	利津入渤海	先分支后合流	自然、人为
第七次	公元 1938 年	郑州花园口	淮河入海	分流	人为于 1947 年堵口, 复大清河入海

山前洪积扇由季节性河流洪积形成，下半部为砂砾石堆积，上半部为黄土状物质堆积，地面坡度较陡，约 $1/300 \sim 1/1000$ ，古河道呈指状分布。地下水类型属全淡水。土地主要为褐土类型，古河道上多为沙性土，河流切割谷内主要为褐土化潮土或草甸褐土，也有少量水稻土和松沙土，自然植被主要是半旱生灌丛草原，人工栽培植被主要为落叶阔叶果林和小麦、玉米，旱涝灾害较轻，盐碱地较少。

洪积扇前缘洼地由河流差别堆积形成。它的近山侧是洪积扇，远山侧是古河道高地，两侧是冲积扇。洼地的下半部多为河流相砂质沉积，上半部为河、湖相亚粘土、淤泥沉积。洼地底部一般低于地面 $1 \sim 3\text{m}$ ，地面坡度缓，约 $1/4000 \sim 1/6000$ ，呈向下游开口的簸箕状，地表水排泄比较缓慢，经常受涝灾威胁。浅层地下水水质咸，矿化度大于 2g/L 。由于地下水位较高，土壤有盐渍化、沼泽化发生，因而多为盐化潮土、沼泽化潮土和沼泽土。天然植被有慈菇、盒子草、白菖蒲、芦苇、水芹、旋覆花等喜湿植物。水面周围有人工栽培作物水稻、芦苇、莲芡。目前除白洋淀、衡水湖仍有蓄水外，其余已基本干涸。有的洼地，如宁晋泊、大陆泽、文安洼等，大部已被垦殖为农田，并有了居民点分布，只在洪水季节调蓄少量地表水，是华北平原地表水的调蓄区和主要淡水渔业区。

冲积扇—冲积平原是河流冲积形成的，由以砂壤质土为主的古河道高地和以粘壤质土为主的古河间洼地组成。在洪积扇前缘以下地区，古河道呈放射状分布，地势由顶部向前缘、由中部向两侧倾斜，地面坡度 $1/2000 \sim 1/3000$ ，呈扇面状，故名冲积扇。在冲积扇前缘以下地区，古河道呈相互平行的条带状分布，地面坡度 $1/3000 \sim 1/6000$ ，故名冲积平原。它是河流在同一时期不同地点的沉积相变形成的。由于古河道高地与古河间洼地相间分布，故地面呈微波状起伏。岗地、坡地、洼地也相间分布，高差 $1 \sim 3\text{m}$ 不等，最小高差 0.5m ，最大高差可达 5m 。由于微地貌类型复杂，所以土壤类型、地下水类型、盐碱地类型、作物类型也较复杂。一般决口扇、古自然堤多由砂质组成，地貌类型为岗地，土壤为沙性土，地下有浅层淡水，无盐碱威胁，多为树木、果树、油料作物和瓜类种植区。古河道高地由砂、壤质组成，地貌类型为条带状高地，土壤类型为潮土，地下有浅层淡水或浅部薄层淡水，无盐碱或轻度盐碱，多为小麦、玉米、棉花产区，还有一部分果树、蔬菜和油料作物分布。古河间洼地由粘、壤质组成，主要是盐化潮土，地下多为咸水，有中度或重度盐碱，为小麦、玉米、棉花、高粱和其他杂粮产区。该类型是华北平原仅次于洪积扇的主要粮棉生产基地。由于水资源短缺，涝、碱灾害较重，加上旧的种植制度，大部分耕地还处于中、低产状态；有的耕地虽然高产但不稳定。

滨海三角洲平原，包括古三角洲、潟湖洼地和海积平原，分布在渤海湾岸，由河流冲积和海积共同作用而成。主要由河流相的淤泥质粉砂和滨海相的淤泥质粘土、亚粘土组成。除去唐海和南堡之间为海积平原外，其余地区均为三角洲或潟湖洼地沉积，地面坡度平缓，约 $1/5000 \sim 1/10000$ 。古河道呈树枝状分布，有许多三角洲沉积相型和沉积结构特征。地下水主要为咸水，只在主干古河道上有浅层淡水，在分支古河道上有浅部薄层淡水，主要为盐化潮土、滨海盐土。由于地势低平，排水不畅，加上潮水顶托，地下水位埋藏浅，矿化度高，所以涝灾和土壤盐渍化严重。盐化潮土多已被开垦为农田，主要种植小麦、玉米。滨海盐土已有少量被开垦为农田，主要种植高粱、向日葵，大部分为盐生草本植被，如马绊草、海蔓荆、碱茅、碱篷子、盐吸、怪柳等和少量人工栽培乔木。三角洲是滨海平原的主要粮食产区。三角洲与三角洲之间的潟湖洼地和海积平原是人工渔业养殖区

和产盐区。

3. 华北平原的地质地貌类型与物理化学组成特征

受水动力条件和沉积分异作用的控制，不同地质地貌单元的物质组成差异极大，造成不同地貌单元上发育的土壤的物质组成不同（表 3-2），因此，不同地貌单元土壤的物理化学组成呈现有规律性的变化，如废黄河的土壤理化性质表现为自河槽向两侧河间洼地、自古河槽向两侧决口扇有规律的变化（表 3-3、表 3-4）。

表 3-2 河北平原不同地貌单元土壤的机械组成变化

Table 3-2 Variance of soil mechanical composition of various geomorphic units in Hebei plain

地貌单元	含砾情况	土壤质地	含砂粒总量/%	粗、中砂含量/%	细砂含量/%	粗粉砂含量/%	细粉砂含量/%	粘粒含量/%
山前平原	基本不含砾	沙壤土	50~60	>10	>45	20~30	除粘质土外一般在 15% 左右	除粘质土外一般在 30% 以下
		壤土	<30	<2	>25	40~55		
		粘壤土	<20	<2	>15	40~55		
		壤粘土	<15	<2	>10	30~40		
冲积平原	不含砾	沙壤土	>60	<5	>60	>20	黄河、滦河、大清河小于 30%，漳河、滏阳河大于 30%	黄河 20% 以下，漳河 25% 以上
		壤土	>10	<1	>10	>60		
		粘壤土	>10	<1	>10	>45		
		壤粘土	>5	<1	>5	>40		
滨海平原	不含砾	沙壤土	>5	<0.5	>5	>75	凡粘土含细粉砂一般在 35% 以上	一般在 20% 以下
		壤土	>5	<0.5	>5	>60		
		粘壤土	>5	<0.5	>5	>50		
		壤粘土	>5	<0.5	>5	>40		

（引自李承绪，1985）

4. 华北平原的地表堆积物中元素来源与组成特征

松散堆积物的化学元素组成直接取决于被侵蚀地质体的元素构成、分散与混合程度以及堆积作用过程。据研究，以黄河沉积物和海河沉积物为母质的土壤有与上游黄土高原黄土的稀土元素相似的分布模式。说明华北平原土壤中化学元素主要来自于西部山地成土母岩及黄土母质，换句话说，黄土高原和山西高原的地表物质也奠定了华北平原的地球化学元素组成的基础。成土母岩经过长期物理、化学和生物的风化作用，形成大小不等的矿物颗粒，经过流水搬运和成土过程，在平原地区构成了土壤的矿物部分。从岩石风化到土壤形成，化学元素在这些过程中虽然经历了巨大变化，但是来自黄河沉积物的成土母质极其发育的土壤与上游黄土高原的黄土物质之间，在化学元素的含量及组成方面仍存在着紧密的内在联系。例如，在华北平原，由黄河沉积物组成的三角洲平原、缓岗高地、决口扇形地，其表生地球化学元素的组成与黄土原始物质的组成有关，元素组成的继承性是清楚的。黄河三角洲、缓岗高地、决口扇形地的 Al_2O_3/Fe_2O_3 比值和 CaO/MgO 比值分别为 2.91~2.92 和 2.41~2.86，与黄河沉积物母质化学元素组成是一致的（其他地形下的土壤中 CaO/MgO 比值变化都在 2.00 以下）。黄河沉积物中丰富的 Ca 元素，也继承了黄土高原表生地球化学组成的特点。

表 3-3 江苏省黄河故道土壤类型及理化性质

Table 3-3 Soil types and physical-chemical characters of elder Yellow River in Jiangsu Province

地貌	样品地点	样品埋深/cm	pH	有机质	全氮	碳/氮	全磷	速效磷	速效钾	水解氮	代换量	碳酸钙	土壤类型
				%	%		%		mg/100g			%	
河床河滩地	滨海县果林乡吕滩村	0~17	8.9	0.279	0.011	15.18	0.116	未检出	4.5	1.6	3.71	7.83	飞沙土
		17~37	8.9	0.633	0.025	14.68	0.136		5.9	2.4	7.01	8.08	
		37~85	8.9	0.376	0.018	12.11	0.118		7.7	2.0	6.58	8.41	
		85~100	9.0	0.445	0.019	13.58	0.128		8.5	2.0	3.70	9.49	
河滩地外侧	滨海县游尖乡正南村	0~18	8.6	0.962	0.056	9.96	0.158	未检出	9.2	6.2	6.95	8.16	沙土
		18~40	8.9	0.705	0.050	8.18	0.159		6.9	4.4	8.05	6.41	
		40~70	9.1	0.493	0.028	10.21	0.145		5.7	2.0	6.52	8.20	
		70~100	9.2	0.352	0.017	12.00	0.131		6.8	1.3	6.18	9.37	
泛滥平原	响水县六套乡皂角乡	0~40	8.5	1.209	0.077	9.10	0.170	未检出	11.5	6.8	10.75	9.16	两合土
		24~46	9.1	0.329	0.019	10.05	0.133		7.5	1.3	7.53	9.37	
		46~73	9.0	0.524	0.037	8.22	0.124		11.2	2.1	16.62	8.13	
		73~100	9.0	0.671	0.035	11.11	0.123		13.7	2.6	13.18	12.24	
河间洼地	唯宁县浦堂乡张铺	0~16	8.3	1.512	0.095	9.23	0.148	未检出	28.6	8.3	18.62	11.31	淤土
		16~27	8.4	1.093	0.069	9.19	0.128		20.5	5.9	19.94	12.45	
		27~77	8.5	0.600	0.041	8.49	0.126		13.9	2.5	14.38	12.36	
		77~100	8.6	0.791	0.056	8.20	0.145		19.5	4.0	19.78	15.62	

(据苏壁耀, 1985)

表 3-4 山东省夏津县黄河故道土壤类型及理化性质

Table 3-4 Soil types and physical-chemical characters of elder Yellow river in Xiajin County, Shandong Province

地貌	土类	有机质/%	碳/氮	全氮/%	全磷/%	全钾/%	水解氮	速效磷	速效钾	pH
							mg/100g			
古河槽古河漫滩	潮沙土	0.47	10.48	4.026	0.099	2.04	1.30	4.36	6.7	
	旱沙土	4.605	7.02	0.050	0.122	2.15	2.07	0.88	9.2	
	半固定风沙土	0.108 ~0.272	5.65 ~7.51	0.011 ~0.021	0.096 ~0.142	1.92 ~2.03	1.38 ~1.52	0.09 ~0.28	3.9	7.8~8.0
古自然堤	流动风沙土	0.118 ~0.241	4.5 ~70	0.007 ~0.021	0.063 ~0.091	2.10 ~2.27	1.10 ~2.26	0.23 ~0.29	4.9~5.0	7.5~8.0
决口扇	固定风沙土	0.167 ~0.282	6.0 ~9.5	0.016 ~0.026	0.094 ~0.097	1.99 ~2.15	1.05 ~2.48	0.08 ~0.54	4.2~7.4	7.5~8.0

(据李福兴, 1989)

(二) 表生地球化学作用使地球表层地球化学元素组成再分配

地球表面时刻都在发生着物理风化、化学风化和生物风化作用。物理风化主要使岩石

逐渐破碎，但其矿物组成并未发生变化。生物风化作用对岩石矿物的破坏是相当可观的。化学风化作用是指岩石、矿物与大气圈、水圈、生物圈中的各种化学组分发生一系列的化学反应，使岩石的矿物成分和化学成分发生改变。

1. 岩石矿物化学风化过程

矿物成分的改变包括原岩中的可溶矿物的溶解流失、耐风化的原岩矿物残留下来、形成表生条件下化学性质稳定的新矿物。矿物的耐风化程度（表 3-5）决定着其中赋存元素的析出程度和所形成土壤的化学组成和分配。

化学风化作用以水溶液为主要介质，包括溶解、水化、水解、氧化及碳酸化等作用方式。其中，水解是最发育和常见的作用，其实质是从母岩的不同矿物中进一步去除离子。首先去除的是最活跃的离子如 Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 和 Sr^{2+} ，去除开始的位置是矿物最暴露的部位如外表面、解理面和裂隙，而最不活跃的 Al 离子残留下来，形成 Al 的氢氧化物。在温湿条件下，云母水解的离子去除步骤是：层间阳离子（ K^+ 、 Na^+ ）的淋滤；某些八面体阳离子（ Mg^{2+} 、 Fe^{3+} ）向层间迁移，以便平衡电价；某些四面体阳离子（ Si^{4+} 、 Al^{3+} ）向八面体层迁移和最后向层间迁移。

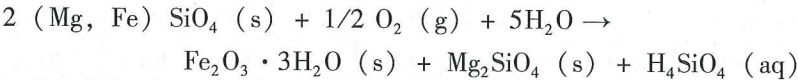
表 3-5 化学风化作用中矿物耐风化程度

Table 3-5 Anti-weathering degree of mineral under chemical weathening

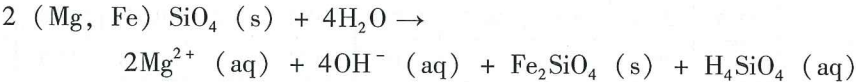
矿物风化难易程度	矿 物
几乎不受风化影响	自然铂、铌钽矿、金刚石、部分自然金和锡石
极难分解	石英、赤铁矿、金红石、锡石、部分磁铁矿、钛铁矿、独居石、石榴子石
风化缓慢	白云母、钾长石、微斜长石、酸性斜长石等
较易风化	角闪石类、辉石类、黑云母及大部分硅酸盐、铝硅酸盐
易于风化	霞石、橄榄石、基性斜长石、海绿石、方解石、白云石、石膏及绝大部分硫化物、卤化物、碳酸盐

利于水解作用发生的条件有：①可溶性矿物丰富；②矿物的颗粒细小，因为它有高的比表面积和大量的离子排出位置，比同样的大颗粒矿物更易于被水解；③有细菌活动提供有机碳的存在并参与矿物分解；④有好的排水条件，使淋滤作用能连续进行和便于离子排出；⑤有高的湿度和温度促使水解活动加速，其中湿度的影响超过温度。风化复合体中水解作用的加强和离子的顺利排出，会使相应的淋滤溶液中含有越来越多的溶解元素，同时形成次生矿物。

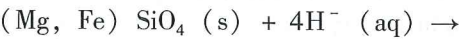
以下为橄榄石的矿物化学风化过程。橄榄石的化学组成为 $(\text{Mg}, \text{Fe}) \text{SiO}_4$ ，在氧化过程中 $\text{Fe}(\text{II})$ 可以氧化为 $\text{Fe}(\text{III})$ ：

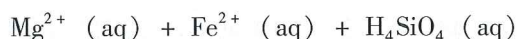


水解反应为：



酸性水解反应为：





化学风化释放出来的 Mg^{2+} 、 Fe^{2+} 等离子，一部分被植物吸收，一部分随水迁移，从土壤中淋失。 $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 形成新矿物； SiO_4^{4-} 也与某些阳离子结合形成新矿物，即次生矿物。

上述化学风化作用过程说明，易风化的辉石、角闪石、橄榄石、黑云母在土壤中残留较少，一般风化形成次生矿物。次生矿物又可分为简单盐类、三氧化物类和次生铝硅酸盐类。简单盐类属水溶性盐，易淋溶流失，一般土壤中较少，多存在于盐渍土中。如方解石 (CaCO_3)、白云石 [$\text{Ca Mg}(\text{CO}_3)_2$]、石膏 ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)、泻盐 ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)、岩盐 (NaCl)、芒硝 ($\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$)、水氯镁石 ($\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) 等，常见于干旱和半干旱地区的土壤中。三氧化物类如针铁矿 ($\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$)、褐铁矿 ($2\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$)、三水铝石 ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) 等，是硅酸盐矿物彻底风化后的产物，常见于热带和亚热带地区的土壤中。次生硅酸盐类矿物在土壤中普遍存在，是由长石等硅酸盐矿物风化后形成的。

由于母岩和环境条件的不同，使岩石风化处在不同的阶段，所形成的次生粘土矿物的种类和数量也不同。在干旱和半干旱气候条件下，风化程度较低，处于脱盐基初期阶段，主要形成伊利石；在温暖湿润或半湿润的气候条件下，脱盐基作用增强，多形成蒙脱石和蛭石；在湿热气候条件下，原生矿物迅速脱盐基、脱硅，主要形成高岭石。再进一步脱硅，矿物彻底分解形成铁铝氧化物富集。由此可见，岩石通过风化，形成风化壳、土壤，其中赋存着各种类型、各种形态的地球化学元素。

2. 水系沉积物与岩石化学成分的比较

经过一系列物理化学风化过程，随着岩石矿物成分的变化，其化学组成也发生了变化。大量的水系沉积物测量结果表明，元素在水系沉积物中的含量与其在岩石中的含量相比，发生了表生富集 - 贫化作用。例如，五台 - 恒山地区元素表生富集 - 贫化特征 (表 3-6) 是：①As 等元素富集系数大于 4，表现为强富集；②Pb、Hg 等元素富集系数介于 2~4 之间，为次强富集；③P、Ti、Cd 等元素富集系数介于 1.2~2 之间，为中等富集；④Si、Al、Mn、Cr、Ni、Cu、Zn、Mo、F 等元素富集系数介于 1~1.2 之间，为弱富集；⑤K、Na、Ca、Mg、Fe、Co、B 等元素的富集系数小于 1，表现为不同程度的贫化。而且，不同岩性的元素富集系数又有所不同 (表 3-7、表 3-8)。

表 3-6 五台 - 恒山地区基岩和水系沉积物元素平均含量及各元素表生富集系数^①

Table 3-6 Average content and hypogene concentration factor of element in bedrock and stream sediment in Wutai - Hengshan area

元 素	Si	Al	K	Na	Ca	Mg	Fe	Mn	P	Ti	Cr
基岩平均	53.52	11.40	2.28	2.20	7.06	3.36	5.56	615	507	0.300	69.3
水系沉积物平均	61.46	12.48	2.19	1.95	4.88	2.32	5.17	712	827	0.403	80.1
表生富集系数	1.15	1.09	0.96	0.89	0.69	0.69	0.93	1.16	0.63	1.34	1.16
元 素	Ni	Co	Cu	Pb	Zn	Cd	Hg	As	Mo	B	F
基岩平均	33.2	15.5	28.1	9.5	56.3	0.094	0.009	2.0	0.12	52.0	555
水系沉积物平均	37.7	13.7	29.8	19.9	64.1	0.114	0.019	8.6	0.558	42.5	564
表生富集系数	1.14	0.88	1.06	2.09	1.14	1.21	2.11	4.30	5.58	0.82	1.02

①Si、Al、K、Na、Mg、Fe、Ca、Ti 的单位为 10^{-2} ，Au 为 10^{-9} ，其余为 10^{-6} 。

表 3-7 五台-恒山地区不同变质岩区基岩和水系沉积物元素平均含量及各元素表生富集系数^①

Table 3-7 Average content and hypergene concentration factor of element in bedrock and stream sediment in vary metamorphic rock region in Wutai-Hengshan area

元 素		Si	Al	K	Na	Ca	Mg	Fe	Mn	P	Ti	Cr
恒山杂岩	基岩平均	59.57	12.24	2.71	2.92	4.16	1.48	5.03	516	559	0.291	61.1
	水系沉积物平均	61.27	12.05	2.18	1.93	5.42	2.26	5.30	710	1012	0.422	81.5
	表生富集系数	1.03	0.98	0.80	0.66	1.30	1.53	1.05	1.38	1.81	1.45	1.33
滹沱超群	基岩平均	38.42	6.60	2.15	0.58	15.34	5.35	3.75	539	345	0.216	35.1
	水系沉积物平均	61.33	12.24	2.35	1.54	5.20	2.12	4.40	685	667	0.377	66.4
	表生富集系数	1.60	1.85	1.09	2.66	0.34	0.40	1.17	1.27	1.93	1.75	1.89
元 素		Ni	Co	Cu	Pb	Zn	Cd	Hg	As	Mo	B	F
恒山杂岩	基岩平均	30.3	14.8	23.2	10.9	52.0	0.081	0.008	0.6	0.52	6.9	537
	水系沉积物平均	38.1	13.8	30.3	19.5	68.6	0.117	0.017	7.9	0.60	35.4	645
	表生富集系数	1.26	1.26	1.31	1.79	1.32	1.44	2.13	13.2	1.15	5.13	1.20
滹沱超群	基岩平均	20.6	11.9	8.4	4.6	25.0	0.052	0.012	1.7	0.21	117.2	583
	水系沉积物平均	29.9	11.1	23.4	21.0	55.8	0.115	0.021	10.4	0.58	51.7	506
	表生富集系数	1.45	0.93	2.79	4.57	2.23	2.21	1.75	6.12	2.76	0.44	0.87

①Si、Al、K、Na、Mg、Fe、Ca、Ti 的单位为 10^{-2} , Au 为 10^{-9} , 其余为 10^{-6} 。

表 3-8 五台-恒山地区奥长花岗岩分布区基岩和水系沉积物成分及各元素表生富集系数^①

Table 3-8 The composition of deposits and element's hypergene concentration factor in bedrock and stream sediment in trondhjemite region in Wutai-Hengshan area

元 素	Si	Al	K	Na	Ca	Mg	Fe	Mn	P	Ti	Cr
基岩平均	73.67	13.68	3.04	3.96	0.55	0.48	1.68	281	149.6	0.061	7.1
水系沉积物平均	63.54	13.13	2.20	2.43	3.78	2.16	5.29	685	804.7	0.414	68.4
表生富集系数	0.86	0.96	0.72	0.61	6.87	4.5	3.15	2.44	5.38	6.79	9.6
元 素	Ni	Co	Cu	Pb	Zn	Cd	Hg	As	Mo	B	F
基岩平均	3.3	1.4	7.3	4.1	21.4	0.035	0.006	1.6	0.47	28.3	309
水系沉积物平均	32.0	14.3	28.0	19.6	65.7	0.109	0.022	7.3	0.59	39.4	537
表生富集系数	9.7	10.2	3.84	4.78	3.07	3.11	3.67	4.56	1.26	1.39	1.74

①Si、Al、K、Na、Mg、Fe、Ca、Ti 的单位为 10^{-2} , Au 为 10^{-9} , 其余为 10^{-6} 。

3. 表生地球化学作用的不断改造

来自山区的成土母质中的化学元素不可能一直保持原有的组合不变。在长期表生地球化学演变过程中, 沉积环境和沉积相使地表的化学元素重新再分配。例如, 华北平原的长期沉积过程经历了不同的地质时期, 每一个时期对华北平原的形成都有不同的影响。更新世的早中期湿润的气候条件, 有利于易移动元素的迁移, 如 Ca、Mg、K、Na 等元素随流水进入湖泊, 归入海洋。至更新世晚期, 气候逐渐干旱, 沉积物中 Ca、Mg 等元素残留下来, 形成广泛分布的钙结核, 还可出现石膏和芒硝。气候在不同时期的冷暖变化, 为华北

平原形成中的地球化学演变提供了条件,除了Ca、Mg等元素的变化外,其他微量元素的变化也表现出第四纪不同时期的气候演变和沉积物类型的特征。东部平原的海侵与海退在第四纪沉积物的基础上增添了新的内容,不仅把海洋的化学元素带到了陆地,同时又把陆地的化学元素带到海洋,加速了陆地与海洋的元素迁移过程。

伴随着风化作用和成土过程的进行,及地下水位的不不断变动,华北平原土壤中的化学元素发生了一系列溶解、沉淀、氧化、还原、淋溶、淀积、交换吸附等反应,与此同时,平原的各种地形条件又影响了这些反应进行的方向和强度,其结果是引起化学元素在土壤中的重新分配和重新组合。不同成因和不同形状的洼地是华北平原地球化学元素的主要屏蔽区。从地貌上看,该屏蔽区沿着山前冲积、洪积扇扇缘洼地呈一条带状分布,包括宁晋泊、大陆泽、衡水洼、白洋淀和东淀。从山前冲积、洪积扇到广阔的冲积平原,屏蔽带分布于二者之间,化学元素在迁移过程中受屏蔽带的影响而发生一系列的富集作用。除了地形上造成的屏蔽带以外,在土壤与含水层之间也存在化学元素的屏蔽作用,特别是在华北平原地下水位浅、有季节变化的情况下,屏蔽作用在土壤中出现,并随地下水与土壤层接触的变动而变化,但是在华北平原,这种屏蔽作用在各个地区有着不同的规模和元素富集的效果。

华北平原表层土中地球化学元素含量变化的研究表明,现代土壤中元素组成和分配是地质历史时期及现代表生地球化学作用共同作用的结果。例如,河北沧州地区表层沉积物中Si、Na、Fe、Mn、Ca、Mg、K、Al等元素之间的相关性很好,相关系数均在0.85以上。进一步研究表明, Si、Na元素含量随沉积物颗粒变细而降低,而Fe、Mn、Ca、Mg、K、Al等元素含量随沉积物颗粒变细而增高。其原因可能有三种:①沉积物形成时的河流机械沉积分异作用(水动力条件)对沉积物颗粒的分选起了决定性作用(如Si元素在粗颗粒沉积物中相对富集等),奠定了元素分布的基础;②由于沉积物颗粒大小不同,在沉积物形成过程中及形成以后,其颗粒表面的吸附作用对元素的集散也有着很大的影响,如粘性土中K、Fe等元素的富集可能与颗粒表面吸附作用有关;③沉积物形成以后,后生的水文地质作用如表生带水-岩(土)作用也使元素进行着再分散和集聚,如砂性土中Na元素的含量明显高于粘性土即属于此种原因。

(三) 人类工程活动对地球化学元素组成的影响越来越大

实际上,现代表生地球化学作用还有人类活动的参与。整个华北平原在自然因素和人为因素的双重作用下,环境的演化和发展更为迅速。特别是在最近四五百年以来,平原的演化发展受到人为活动的严重影响,平原的河湖水系、土壤组成、地面物质成分以及地形的起伏都发生了变化。人类活动为华北平原的景观地球化学的演化、化学元素的积累与分散提供了各种不同的条件,已经成为土地中化学元素再分配的重要动力之一。

1. 人为条件下的表生水文地球化学作用

在温凉偏干、河道变迁较频繁的晚全新世,华北平原内陆盐碱地的面积占其总面积的1/6。隋代以前的周秦、两汉和南北朝时期,内陆盐碱地主要分布在扇缘洼地(汲县、临漳、成安等地)和河间洼地(曲周、新河等地)的周边与两侧,基本属于自然状态。自唐代至今,华北平原的盐碱地面积在不同时期有增有减,主要是人类活动的结果。唐代以后,河道变迁频繁,盐碱地面积扩大,河南省北部、河北省南部的大部分地区都出现了盐

碱地；元代以后，滹沱河下游的深泽、深县、河间、高阳、文安等地也有了盐碱地，而且盐碱地程度越来越重。至 20 世纪 40 年代末期，仅河北平原的盐碱地就达 8700km^2 ，占当时耕地面积的 21%，主要是由于南北大运河的修建造成原来分流入海的河道变成统一入海的河道，使上游河水宣泄不畅，河流改道更为频繁，河间洼地被堵，地下水位抬高所致。

20 世纪 60 年代初期，河北平原的盐碱地面积上升到 13700km^2 ，占当时耕地面积的 28%，这与当时大搞平原蓄水、大水漫灌、有灌无排等有关。之后，河北平原的盐碱地面积减少，至 1988 年已减少到 8000km^2 ，占当时耕地面积的 17%，这是由于 1970 年以后，随着滹沱河等上游水库的修改蓄水，河北平原地下水补给量减少而开采量加大，使地下水位大幅度下降的结果。这一盐碱地面积的增减过程是一种典型的人类活动控制下的表生水文地球化学作用，其中土壤元素含量变化主要表现为 Na、Ca、Mg、Cl、S 等的增减。

2. 各种土壤污染

许多研究表明，与农村土壤相比，城市土壤中重金属元素已有不同程度的积累，从农村土向城市公园土、路边土及工业污染区重金属元素含量逐渐升高，其中 Cu、Pb、Zn、Cd 被认为是典型的人类活动源元素。污灌和施用污泥是农田重金属污染的主要来源。例如，在墨西哥的瓜纳华托州的莱昂市，污水灌溉已有几十年，目前约有 20km^2 的土地用污水灌溉，主要作物是小麦和高粱；另外，在伊达尔戈州的梅斯基塔尔流域，约 450km^2 的土地主要利用墨西哥市的污水灌溉，作物包括谷物和蔬菜，其中 100km^2 的土地直接用污水灌溉，其余 350km^2 用 80% 的污水和 20% 的水库蓄水混合后灌溉。德国 1990 年的污泥产生量约为 $250 \times 10^4\text{t}$ 干污泥，其中的 25% ~ 30% 被农用；1986 ~ 1990 年间，农用的污泥量由 $47.6 \times 10^4\text{t}$ 增加到 $71.4 \times 10^4\text{t}$ 。

作者把这种由于人类工程活动造成、含量超过土壤本身的自净能力并使土壤的物理化学性质发生变异、农作物产量和质量降低并危害人体健康的现象称为土壤污染。

我国 1995 年工业废水的总排放量为 $222 \times 10^8\text{t}$ ，达标率仅为 55%。工业废水中含有大量的重金属等污染物，全年共排放汞 13.44t、镉 202.34t、六价铬 330.93t、铅 1250.54t、砷 1086.17t，其中约有 $152 \times 10^8\text{t}$ 工业废水直接排入江河湖泊中。尤其是我国北方地区由于严重缺水，北京、天津、沈阳、西安、长春等城市周边农田污灌较为普遍。工业生产污泥及城市生活垃圾往往含有大量的重金属，而在我国利用污泥和城市垃圾作农用堆肥还很普遍。如江苏省仅污水处理厂每年至少生产污泥 $128 \times 10^4\text{t}$ ，至少吞噬 1000 亩土地。

废气飘尘中一般也含有大量的镉、铅、锌、铜等重金属元素，其影响的范围在主风向上可达 10km，严重污染范围约为 1100m。湖南省衡阳市铅锌冶炼厂附近，在 10168m 范围内生产的糙米中镉含量大于 0.2mg/kg ，在 1096m 范围内和污染源的主风向 1156m 范围内的农田生产出含镉 1.0mg/kg 的“镉米”。汽车尾气中 50% 的铅尘飘落在距公路 30m 的范围内，这些地区每千克蔬菜中铅含量高达数百毫克。燃煤中也含有氟、氯、汞、砷、铅、镉、铬、铍、铀、磷等微量元素，如贵州西部晚二叠世主采煤层中 As、F、Hg、Pb 和 Cd 等微量元素的平均含量分别为 5.87×10^{-6} 、 37.76×10^{-6} 、 0.27×10^{-6} 、 19.48×10^{-6} 和 1.11×10^{-6} 。

二、岩土 - 水 - 农作物元素系统

不论土壤中的元素来源是自然源还是人为源，都是在被作物吸收并积累于可食部分（如籽实）进入食物链后，才会对人类的健康安全产生影响。植物营养和植物生理学家认为，16种植物必需营养元素除 C、H、O 主要从大气中获取外，其他如 N、P、K、Ca、Mg、Fe、Mn、Cu、Zn、B、Mo、S、Cl 等均主要由根系从地下吸收。植物根系吸收养分的方式主要有 3 种，其中以质流和扩散方式摄取的养分占总摄取量的 95% 以上，而质流和扩散均是借助于地下水或土壤水的运动来实现的。实际上，植物蒸腾作用使得植物在吸收水分的同时，不仅吸收了必需的养分元素，还吸收了非必需的有害元素，使这些有害元素（如重金属元素）进入人类食物链，对人类生存和健康构成威胁。

这种存在于岩土体→土壤溶液→农作物系统^①中的元素链（图 3-2），使得土地成为农产品生态安全保障的源头。这一元素生物链的存在构成了利用农业地质环境调查数据开展土地生态安全性评价的理论依据之一。

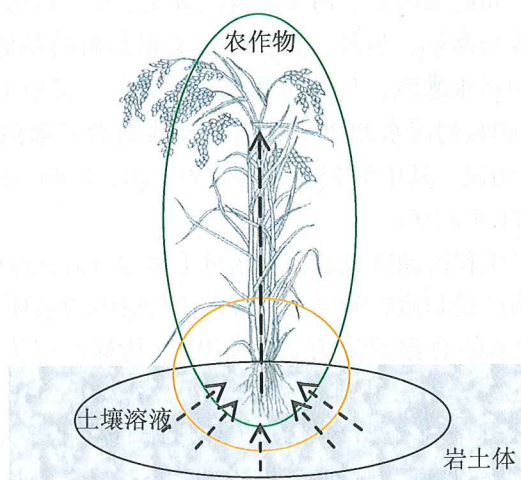


图 3-2 土地 - 农作物系统中元素生物循环示意图

Fig. 3-2 Biological recycle of elements in land - crop system

（一）土 - 水界面的元素迁移

土颗粒向土壤溶液中供给元素的方式主要有两种。粗颗粒矿物提供元素的主要方式是矿物本身不断风化分解释放出元素，如长石、黑云母、白云母等矿物风化释放出 K、Na、Fe、Mn、Cu、Zn、Si、P 等植物必需元素，角闪石、钛铁矿等矿物风化释放出 Co、Ni 等有害元素。随着矿物的不断风化和元素释出，矿物颗粒由粗变细，甚至彻底崩解，同时形成一些颗粒细小的粘土矿物。粘土矿物的形成，使土壤具有了一些新的性质，如比表面积

^① 任福弘，1990。关于土壤 - 植物养分循环系统（学术报告）。

大、本身带有电荷、有较强的吸附作用，成为元素由土壤进入土壤溶液最重要的途径。

不同的粘土矿物比表面积不同。蒙脱石类表面积最大（ $600 \sim 800 \text{m}^2/\text{g}$ ），不仅有外表面，并且有巨大的内表面，伊利石次之，高岭石最小（ $7 \sim 30 \text{m}^2/\text{g}$ ）。腐殖质也具有巨大的外表面（可达 $700 \text{m}^2/\text{g}$ ），与蒙脱石相当。比表面积愈大，表面能愈大，吸收性质愈强。

同时，这些粘土矿物还带有电荷。土壤吸附离子的多少，决定于其所带电荷的数量，而离子被吸附的牢固程度则与土壤的电荷密度有关。粘土矿物所带电荷又有永久负电荷、可变负电荷、正电荷和净电荷之分。永久负电荷不受环境（如 pH、电解质浓度等）的影响，一般不超过电荷总量的 15%。可变电荷随 pH 的变化而发生变化，在低 pH 时为正电荷，在高 pH 时则变为负电荷。可变电荷对高岭土（1:1 型粘土矿物）比对蒙脱石或蛭石（2:1 型粘土矿物）来讲更为重要。2:1 型硅酸盐可变电荷仅为负电荷的 5% ~ 10%，而 1:1 型粘土矿物可变电荷可达 50% 或更多。土壤中大量存在的铁和铝的氧化物，也可产生可变电荷。净电荷是土壤的正电荷与负电荷的代数和。由于土壤的负电荷一般多于正电荷，因此，除了少数较强酸性条件下的土壤，大多数土壤带有净负电荷。

在通常情况下，带负电荷的土壤表面上吸附了很多阳离子，如 H^+ 、 Al^{3+} 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等。这些被土壤吸附的阳离子，在一定条件下可以被另一些阳离子所交换。例如，某一吸附 H^+ 、 K^+ 、 NH_4^+ 、 Na^+ 、 Mg^{2+} 等的土壤，施用钙质肥料后，就会产生阳离子交换作用，使原来被土壤吸附的一部分离子解吸出来。这种阳离子交换作用是一种可逆过程，离子与离子之间交换是以当量关系进行的，并受质量作用定律支配。通常用每千克干土所含的全部交换性阳离子的厘摩尔数表征土壤的阳离子交换量。另外一些土壤如水合氧化铁、铝等矿物带正电荷，也可以吸附一些阴离子，如 H_2PO_4^- 、 HPO_4^{2-} 、 PO_4^{3-} 、 SO_4^{2-} 、 CO_3^{2-} 等。

元素由土颗粒向土壤溶液供给元素的能力除与单位体积土中所含元素的量有关外，还与单位时间内元素自固相向土壤溶液中转移的数量有关，且受控于水、土两相界面上的作用，这是一个非常复杂的过程。一般而言，由固相补给土壤溶液中元素的方式，主要有溶解和解吸两种（袁可能，1987）。溶解过程只限于沉淀固相，由溶度积控制；解吸过程比较复杂。借助边界场理论进行分析，可定量地描述（Крайнов и др.，1980）为：

$$Q = \beta \cdot S \cdot (C_s - C_0)$$

式中： Q ——元素在单位时间内通过与固体直接接触的表面液体层的流量；

S ——与土壤溶液相互作用的固体表面面积；

$C_s - C_0$ ——元素在表面层溶液中的浓度与土壤溶液中的浓度差；

β ——物质迁出系数，表明物质从固体相分界面和液体中迁移的数量，它相当于 $C_s - C_0 = 1$ 时，单位时间通过单位表面积的量。

由于元素在溶液中的浓度相对于土颗粒表面层中的浓度小得多，故 C_0 项可忽略，即 $C_s - C_0 \approx C_s$ 。所以，上述方程式可简化为：

$$Q = \beta \cdot S \cdot C_s$$

显然，土壤颗粒的表面积是制约土体中的养分元素向土壤溶液中转移量的重要因素。粒度越小，表面积 S 越大，转移量就越大。

(二) 土壤溶液中元素迁移的驱动力和量的分析

植物吸收水分主要有两种途径,一种是通过叶面上的气孔吸收大气中的水分;另一种是通过根系吸收地下土壤中的水分。前者,只有在夜晚没有蒸发的情况下才是可能的,大部分水分仍是通过根系吸收的。土壤中水分的重要性还在于它不是化学意义上的纯水,而是赋存着许许多多元素的土壤溶液。

一般认为,植物从土壤中吸收元素主要通过从土壤溶液中吸收和接触置换两种途径,而且根圈周围所能提供的元素仅占植物吸收总量的很小部分(袁可能,1987;史瑞和等,1989)。因此,土壤溶液向植物根系表面输送养分的机制和数量对植物而言至关重要。

1. 土壤水势是土壤溶液中元素迁移的驱动力

从能量的角度分析,水分的运移主要受基质势 ψ_m 、溶质势 ψ_s 、重力势 ψ_g 、压力势 ψ_p 和温度势 ψ_t 的控制(雷志栋等,1988),即土壤水总势 $\psi = \psi_m + \psi_s + \psi_g + \psi_p + \psi_t$ 。其中,重力势是由于重力对土壤水作用的结果,在考虑势差时,可忽略不计。温度势是由温度场的温差所引起的,通常认为,由于温差存在而造成的土壤水分运动通量相对而言很小,也可忽略不计。

基质势是指土-水系统中吸持水分的能力,它是由于土壤毛管产生的毛管力和土粒表面的吸附力所引起的。设不被吸持的水的基质势为0,则被土壤基质所吸持的土壤水的势值必为负值,饱水状态下, $\psi_m = 0$ 。为了方便,将基质势的正值定义为基质吸力(S_m),则 $S_m = -\psi_m$ 。对基质吸力而言,土颗粒越小,吸力越大。

溶质势是由于溶质离子和水分子之间存在吸引力,而降低了土壤水的能量平衡,如果以1g水的溶质势为零,则在其他条件相同的情况下,含有溶质的土壤中的水的溶质势应为负值。

溶质势与渗透压意义相同,一般用渗透压来确定溶质势 ψ_s 。(雷志栋等,1988),即

$$\psi_s = -CRT/\mu$$

式中: C ——溶质浓度(g/cm^3);

R ——摩尔气体常数;

T ——绝对温度(K);

μ ——溶质的摩尔质量(g/mol)。

从上式可以看出, ψ_s 只与溶质的摩尔浓度成正比,而与溶质的种类无关。

同样,也可以定义一个溶质吸力(S_s)等于溶质势的负值,即 $S_s = -\psi_s$ 。

因此,土壤水吸力 S ,为 $S = -\psi$,即

$$S = S_m + S_s$$

此式说明,土壤水吸力为基质吸力及溶质吸力之和,前者与土壤颗粒大小有关,后者与溶质浓度有关。

2. 土壤溶液中元素迁移量的分析

在土壤吸力的作用下,元素的输送或运移流量可用下式表示(袁可能,1987):

$$J = D_1 (dC_1/dx) + D_2 (dC_2/dx) + C_3 V + a$$

式中 J 为流量,即单位时间内到达单位根表面的离子数量; D_1 和 D_2 分别为溶液中和土颗粒表面离子移动的扩散系数; C_1 、 C_2 和 C_3 分别为溶液中离子浓度、吸附性离子浓度和质

流中的离子浓度； V 为质流速度； a 为补充因子。

一般而言，土颗粒表面离子的扩散系数（交换扩散）是很小的，比离子在液体中的扩散系数低几个数量级，因此与溶液中的扩散相比，交换扩散可以忽略不计（袁可能，1987）。因此，若忽略交换扩散和补充因子，则土壤中元素的输送实际上决定于质流和扩散速度，即决定于上式中右侧第一和第三项。

质流是由水势能差引起的元素向植物根系表面的物质迁移。主要由质流作用输送的元素一般为浓度较高、移动性较大的离子，如 NO_3^- 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等（Mengel, 1961）。质流通量，相当于上式中右侧第三项，可用下列方程式描述：

$$q_{cc} = \theta \cdot u \cdot C$$

式中： θ ——土壤体积含水量（%）；

u ——溶质平均流速（cm/s），为渗透系数 K 与有效孔隙度 n 之比；

C ——土壤溶液中的溶质浓度（g/cm³）；

q_{cc} ——质流通量（g/cm²·s），为通过质流迁移的溶质通量。

由上述表达式可以看出，质流通量除与体积含水量及土壤溶液溶质浓度成正比外，还与溶质的平均流速成正比，即与土体的渗透系数成正比，与有效孔隙度（相当于重力给水度）成反比。

自然界中，有效孔隙度 n 在数值上接近重力给水度。表 3-9 为黄淮海平原表层不同粒度组成的沉积物的给水度及渗透系数的经验值（王大纯等，1986；地质部水文地质工程地质技术方法研究队主编，1978）。

表 3-9 黄淮海平原沉积物的给水度和渗透系数

Table 3-9 Specific yield and permeability coefficient for sedimentation of the Huang-Huai-Hai plain

岩 性	重力给水度	渗透系数/（m·d ⁻¹ ）
粘土	0.03	0.001
亚粘土	0.09	0.02
亚砂土	0.13	0.2
砂土	0.15	2.0

扩散是由土壤与根系之间浓度差所引起的元素的迁移，遵循 Ficks 定律。主要由扩散作用输送的元素一般是浓度低、移动缓慢的离子，如 H_2PO_4^- 、 K^+ 以及 Cu、Zn 等微量元素（Mengel, 1969；史瑞和等，1989）。扩散通量相当于流量公式中的右侧第一项，可用下列方程（史瑞和等，1989）来描述：

$$q_{cm} = -\theta \cdot D_{cm} \cdot \text{Grad}C$$

式中： θ ——体积含水率或体积含水量（%）；

D_{cm} ——水中的分子扩散系数（cm²/s）；

C ——土壤溶液中的溶质浓度（g/cm³）；

q_{cm} ——扩散通量（g/cm²·s），单位时间单位面积上由扩散作用通过的溶质量。

式中右边以负号说明元素向浓度减小的方向扩散。其中 Grad C 是土壤溶液浓度与根系表面的浓度差，即 $C_{\text{溶液}} - C_{\text{根表}}$ ，它受根系生物作用的影响，根系的活力愈大，吸收元素的

能力愈强,则元素浓度梯度愈大,离子扩散作用愈大。考虑到根系表面的元素很快进入植物体内,在根表残留或保留的元素浓度很低,则 $C_{\text{根表}}$ 可忽略不计(史瑞和等,1989)。分子扩散系数 D_{cm} 在液体中为 $n \times 10^{-6} - n \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$,在孔隙介质的饱和水中为 $n \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$ (Крайнов и др., 1980)。因此,扩散通量与体积含水量、扩散系数和土壤溶液中的浓度成正比。

3. 土壤溶液 pH 和 E_h 影响元素的存在形态和迁聚规律

土壤的酸碱度是土壤在其形成过程中受生物、气候、地质、水文等因素综合作用的结果。我国土壤 pH 值大多在 4.5 ~ 8.5 范围内,并且呈“东南酸西北碱”的规律。从南方的极酸性土壤到北方的强碱性土壤,氢离子浓度相差可达七个数量级之多。我国酸性土壤分布在两个地区:一是东北的大、小兴安岭和长白山地区(这里土壤与北欧、北美类似),另一个是长江以南广大地区,此区又可分为两个亚区,即川-贵-滇黄壤亚区和华中-华南红壤亚区。

土壤溶液中的氧化还原作用在土壤化学反应和土壤生物化学反应中占有极重要地位。土壤溶液中的氧化作用,主要由自由氧、 NO_3^- 离子和高价金属离子所引起。还原作用由某些有机质分解产物、厌气性微生物生命活动及少量的铁、锰等金属低价氧化物所引起。氧化还原电位 E_h 可采用 Nernst 方程来计算:

$$E_h = E_0 + 0.0591/n \lg (\text{氧化剂}) / (\text{还原剂}) \quad (\text{在 } 25^\circ\text{C} \text{ 时})$$

在冷湿气候区域,土壤中的铁易还原为低价铁($\text{Fe}^{3+} + e = \text{Fe}^{2+}$, $E_0 = 0.77\text{V}$)。低价铁是易溶性化合物,随降水渗透到 B 层。季节性干湿变化,会引起铁在土壤剖面中移动,但在干湿季节明显的地区,常移动不远,并氧化脱水而淀积,因此土壤中层富含铁。在渍水土壤中,大量高价铁还原为亚铁,但由于在强还原条件下,有大量硫化氢等存在,使亚铁形成很多不溶性的铁盐沉淀,故实际上土壤溶液中亚铁离子浓度并不是很大。

锰在土壤中发生的氧化还原过程与铁类似,但锰的标准电位为 1.5V,比铁高。说明铁易被氧化,锰易被还原。因此,在排水良好的土壤中,当 pH 为 7.0 时, Mn^{2+} 浓度虽低,但比同条件下 Fe^{2+} 浓度高 10 倍。当 Mn^{2+} 和 Fe^{2+} 在土壤剖面移动时, Fe^{2+} 先氧化而沉淀,而 Mn^{2+} 则可移至更深层次后才被氧化并脱水形成黑色 MnO_2 沉淀。

(三) 土壤-植物系统中元素的迁聚

有关营养元素、重金属元素在土壤-植物体系中的累积和迁移研究很多。一般认为,元素在土壤中的存在形态、含量以及植物种类和环境条件是影响土壤-植物体系中元素迁移累积的重要因素。

1. 岩石土壤中元素的含量

根据维诺格拉多夫对岩石圈和土壤中元素含量(表 3-10)的研究, C、N、S 在土壤中的含量分别是其在岩石圈中的 100 倍、50 倍和 2 倍,土壤中 O、Si、Cr、As、Mo、I 的含量明显高于岩石圈,说明这些元素在土壤中不同程度地富集;土壤中 Al、Fe、Ca、Na、K、Mg、Mn、P、F、Ba、Cl、Zn、Ni、Cu、Co、Pb、B 含量则低于岩石圈,说明在土壤形成过程中其因相对淋失而贫化。

表 3-10 世界土壤中化学元素的平均含量与岩石圈中化学元素含量的对比

Table 3-10 Content contrast of chemical elements between soil and geosphere around the world

元素	岩石圈 (1962)	世界土壤 (1954)	元素	岩石圈 (1962)	世界土壤 (1954)
O	47.0	49.0	Cl	170	100
Si	29.5	33.0	Cr	83	200
Al	8.05	7.13	Zn	83	50
Fe	4.65	3.8	Ni	58	40
Ca	2.96	1.37	Cu	47	20
Na	2.5	0.63	N	19	1000
K	2.5	1.36	Co	18	8
Mg	1.87	0.6	Pb	16	10
Ti	4500	4600	B	12	10
Mn	1000	850	As	1.7	5
P	930	800	Mo	1.1	3
F	660	200	I	0.4	5
Ba	650	500	Cd	0.13	(0.5)
S	470	850	Hg	0.083	0.0x
C	230	20000	Se	0.05	0.01

注：O、Si、Al、Fe、Ca、Na、K、Mg 数据单位为%，其余为 10^{-6} 。

根据我国 837 幅 1:20 万化探扫面数据统计（表 3-11），我国水系沉积物中元素含量与土壤中含量类似的元素有 As、Co、Cr、F、Mo、Ni、P、Pb、Fe、Al 等，其中 As、Pb 含量明显高于其在陆壳中的含量，Fe、Al、Ca、Mg、K、Na 含量明显低于陆壳。

表 3-11 中国水系沉积物、土壤、陆壳中元素背景值

Table 3-11 Background value of elements in stream sediment soil and crust in China

元素	中国水系沉积物 (任天祥等, 1996)	中国土壤 (鄯明才等, 1996)	陆壳 (K. M. Wedepohl, 1995)
As	10.09	10	1.70
B	42.29	1.4	11.00
Cd	156.33	90	100.00
Co	11.75	13	24.00
Cr	56.43	65	126.00
Cu	21.56	24	25.00
F	490.34	480	525.00
Hg	35.90	40	40.00
Mn	658.04	600	716.00
Mo	0.90	0.8	1.10
Ni	23.68	26	56.00
P	582.37	520	757.00
Pb	24.94	23	14.80
Ti	4043.52	4300	4010.00

续表

元素	中国水系沉积物 (任天祥等, 1996)	中国土壤 (鄯明才等, 1996)	陆壳 (K. M. Wedepohl, 1995)
Zn	69.61	68	65.00
Fe ₂ O ₃	4.42	3.4	203.00
Al ₂ O ₃	12.38	12.65	15.03
CaO	1.62	3.2	5.39
MgO	1.27	1.8	3.66
K ₂ O	2.28	2.5	2.57
Na ₂ O	0.94	1.6	3.10
SiO ₂	64.05	65	61.70

注: 1. 水系沉积物元素含量数据为 837 幅 1:20 万化探扫描面图幅中以 1:2.5 万图幅为单元的平均值统计结果, 样本数为 44422。

2. 元素质量分数: Ag、Au、Cd、Hg 数据单位为 10^{-9} , 氧化物为%, 其数据单位元素为 10^{-6} 。

2. 有机体中元素的含量

表 3-12 概括了人体和植物中元素的含量。表 3-12 显示, O、C、H、N、Ca 五种元素总和分别占人体、植物体的 98.01% 和 96.79%, 与岩石圈、土壤中元素含量分布极不相同。表 3-13 列出了同样条件下生长在灰壤上的农作物中 4 种微量元素的含量, 说明不同植物以及同种植物的不同部位, 微量元素的含量不同。生长在矿床之上的植物中金属元素比正常植物富集了 100~1000 倍 (表 3-14), 表明土壤中元素含量对植物元素含量具控制性。

表 3-12 人体和植物中的元素含量

Table 3-12 the content of element in human body and plant (%)

元素	人体	植物	元素	人体	植物
O	62.81	70	Cu	4×10^{-4}	2×10^{-4}
C	19.37	18	Br	2×10^{-4}	
H	9.31	10	Mn	1×10^{-4}	1×10^{-3}
N	5.14	3×10^{-1}	I	1×10^{-4}	1×10^{-5}
Ca	1.38	3×10^{-2}	Al	5×10^{-5}	2×10^{-2}
S	6.4×10^{-1}	5×10^{-2}	Pb	5×10^{-5}	$n \times 10^{-4}$
P	6.3×10^{-1}	7×10^{-2}	Mo	2×10^{-5}	2×10^{-5}
Na	2.6×10^{-1}	2×10^{-2}	B	2×10^{-5}	1×10^{-4}
K	2.2×10^{-1}	3×10^{-1}	As	5×10^{-5}	3×10^{-5}
Cl	1.8×10^{-1}	$n \times 10^{-2}$	Co	4×10^{-5}	2×10^{-3}
Mg	4×10^{-2}	7×10^{-2}	Ni	2.6×10^{-6}	5×10^{-5}
Fe	5×10^{-3}	2×10^{-2}	Ti		1×10^{-4}
Si	4×10^{-3}	1.5×10^{-1}	F		1×10^{-5}
Zn	2.5×10^{-3}	3×10^{-4}			

注: 人体样本含 60% 的水、35.7% 的有机质、4.3% 的灰分 (据 D. Bertrand, 1950); 植物资料, 据 Russell, 1973。其中 n 表示不确定。

表 3-13 同样条件下生长在灰壤上的农作物中微量元素含量

Table 3-13 the content of trace element in the crop growing on podzol under the same condition
(mg/kg)

植物及其部位		B	Mn	Cu	Zn
大麦	麦粒	2.0	40.0	7.2	50
	麦秆	3.0	90.9	6.6	55
春小麦	麦粒	2.0	80.0	7.7	75
	麦秆	2.0	146.0	3.0	50
燕麦	麦粒	2.0	88.5	5.8	50
	麦秆	4.0	153.3	7.5	50
牛草	干草	4.0	90.9	5.8	40
亚麻	麻仁	8.0	76.9	20.5	50
	麻秆	12.5	128.6	7.7	80
马草	干草	25.0	107.5	14.7	50
白菜	菜头	20.0	55.8	6.9	35
土豆	块茎	6.0	7.0	6.0	20
	叶子	20.0	297.6	18.0	200
甜菜	根	12.0	77.5	8.0	72
	叶	30.0	770.0	8.2	240

(据 Katalymov, 1955.)

表 3-14 正常植物和生长在矿床之上的植物灰分中金属元素含量

Table 3-14 the content of rantalum in normal plant and the plant growing on mineral deposits

元素	含量/%		生长在矿床之上的植物比正常植物 富集程度
	正常植物	生长在矿床之上的植物	
W	约 5×10^{-4}	约 $n \times 10^{-2}$	100
Cr	约 5×10^{-4}	约 1×10^{-2}	200
Mn	约 1×10^{-2}	约 10	1000
Co	约 4×10^{-4}	5×10^{-3}	10
Ni	约 1×10^{-3}	$n \times 10^{-2}$	100
Cu	约 5×10^{-3}	$n \times 10^{-1}$	100
Zn	约 1×10^{-2}	1×10^0	100
Mo	约 5×10^{-4}	$n \times 10^{-2}$	100
Pb	约 1×10^{-4}	1×10^{-2}	100

(据 A. P. Vinogradov, 1950, 1962)

三、系统论及其方法

系统思想从它形成时起就是用于或为了解释复杂现象的。古代人类的生产水平低下,对自然灾害的抵御能力很差,对自然界的认识停留在“系统思想”的水平上。那时,由于无法了解到自然界复杂现象的原因,人们只能从总体上、宏观上采用思辨的方法来认识世界。人们把人的生老病死与自然界的现象联系在一起形成了“天人合一”的世界观,这种世界观中包含有系统的思想。中国老庄哲学就反映了这种思想,他们用阴阳、五行、八卦的观点来统一自然界的各种现象、统一人类与自然,这些就是整体观点、运动变化观点、综合观点等系统思想的具体体现。古希腊哲学家德漠克利特把宇宙看成一个统一的整体,从整体上进行研究,并把宇宙看成是由原子组成的,原子的运动和相互作用构成了整个宇宙的运动变化。他的专著《宇宙大系统》被认为是最早采用“系统”一词的著作。

系统思想虽源远流长,但作为一门科学的系统论,人们公认是加籍奥地利人、理论生物学家 L. V. 贝塔朗菲 (L. Von Bertalanffy) 创立的。他于 1945 年发表了《关于一般系统论》的论文,宣告了这门新学科的诞生。确立这门新学科学术地位的是 1968 年 L. V. 贝塔朗菲发表的专著《一般系统理论——基础、发展和应用》(《General System Theory: Foundations, Development, Applications》)。该书被公认为是这门学科的代表作。

任何科学的发展都是由生产的发展来促进、从对实际应用的研究而开始的,系统科学的发展也是出于客观的需要,并且首先进行的是实际应用的研究。第二次世界大战以前,人们对系统科学应用的研究已经开始,并取得了一定的成就,但那时的研究是孤立、分散、局部的。如美国科学家 W. Leontief 提出的投入产出模型,是用数学方法和电子计算机来研究各种经济活动的投入产出之间的数量关系,特别是研究和分析国民经济各个部门(各类产品)在产品的生产与消耗之间的数量依存关系,对科学的安排、预测和分析经济活动起了重要作用。W. Leontief 因此获得了 1973 年的诺贝尔经济学奖,他所提出的方法也在世界各国普遍得到采用。

第二次世界大战期间,由于战争的需要出现了各种实际问题,像如何布置炮火防御系统以便更好地防止敌方飞机的空袭、如何搜索目标以便发现潜艇、如何计算火炮发射提前量以便对付高速飞行的飞机等等,这些问题既是实践性非常强的具体问题,又具有很高的理论价值。第二次世界大战结束以后,科学工作者将战时研究的实际问题进行了理论上的提高和升华,建立了运筹学 (Operational Research, 简称 OR)、管理科学 (Management Science)、控制论 (Cybernetics) 及信息论 (Information Theory) 等系统科学在应用基础层次上的学科群体。例如,第二次世界大战期间从事雷达和防空火力控制系统研究的 N. 维纳 (N. Wiener) 在 1948 年出版了《控制论:关于在动物和机器中控制与通信的科学》,建立了控制论;美国数学家 C. E. 申农 (C. E. Shannon) 分别于 1948 年、1949 年发表了两篇著名的论文《通信的数学理论》、《噪声中的通信》,奠定了信息论的基础。

经过几十年的发展,系统论已逐渐完善,并在各学科领域得到广泛的应用。本书试图以系统思想和方法为指导,在相关学科已有研究基础上,通过对复杂的土地生态系统进行表生地球化学系统、岩土-水-农作物元素系统进行较系统的分析,提出一种建立在系统

论及其方法论基础上的农业地质地球化学评价方法。

(一) 系统的概念与特征

英文中系统一词“system”，来源于古希腊文“ $\sigma\upsilon\sigma\tau\epsilon\mu\alpha$ ”，是由部分组成整体的意思。今天人们从各种角度上研究系统，关于系统的定义有几十种。例如，“系统是诸元素及其顺常行为的给定集合”、“系统是有组织的和被组织化的全体”、“系统是有联系的物质和过程的集合”、“系统是由许多要素保持有机的秩序，向同一目的行动的东西”等等。我国著名学者钱学森认为“系统是由相互作用和相互依赖的若干组成部分（要素）结合成的具有特定功能的有机整体”。现代科学已经表明，物质世界普遍具有系统形式或属性，从无机界到有机界，从原生生物到人类社会都是由特定要素组成、具有一定层次和结构，并与环境发生关系的整体。显然，这里包括了系统、要素、结构、功能四个概念，也表述了要素与要素、要素与系统、系统与环境三方面的关系。

从系统的定义可以看出，一个具体的系统，必须具备三个条件：一是任何一个系统都必须由两个以上的要素所组成；二是要素与要素、要素与整体、整体与环境之间存在着相互作用和相互联系，即系统的内在组织形式和内部秩序——系统结构；三是系统整体具有确定的功能——系统与外部环境之间实现物质、能量、信息交换的秩序和能力。

一般地说，系统的性质是由要素所决定的，要素通过相互作用决定系统的结构和功能，当要素的数量和性质发生变化时，系统本身的结构和功能也就相应发生变化，但同时系统本身又可通过整体作用来支配和控制要素。比如干旱地区的人地系统是由当地的水、气、地、生四大要素组成的，当其中的某一要素如人口数量发生变化，并且超出了整个系统所能维持的最高能力——承载力时，则系统的结构和功能将会随之改变，从而导致整个系统发生变化。

“环境”是另一个重要概念。所谓环境，是指系统存在的外部条件，也就是系统以外对该系统有影响、有作用的诸因素的集合。实际上环境就是同某一特定的系统相关的其他系统的统称。当环境对系统加以影响和作用后，系统会做出相应的反作用，环境对系统的作用一般以系统的输入来表示，系统对环境的作用以系统的输出来表示。例如，人类社会属于人地系统中的一个子系统，但相对于自然环境子系统来说它又属于外部环境，因此人类活动与自然环境之间无时无刻不进行着物质、能量的输入和输出。可持续发展的最终目的，就是通过人类的输入、输出活动创造支持人地系统的外部适宜条件，从而使人类生活在一种更严格、更合适、更健康、更愉悦的环境之中。

(二) 系统论的基本原理与属性

系统整体性原理是系统论中的一个最基本原理。L. V. 贝塔朗非强调，任何系统都是一个有机的整体，它不是各个部分的机械组合或简单相加，系统的整体功能是各要素在孤立状态下所没有的新质。他用亚里士多德的“整体大于部分之和”的名言来说明系统的整体性，反对那种认为要素性能好整体性能就一定好、以局部说明整体的机械论观点。例如钢筋混凝土结构的强度就大于钢筋、水泥、沙石的强度之和；没有孟母和伽罗华之母的悉心培养就没有孟子、伽罗华的杰出才能；“三个臭皮匠等于一个诸葛亮”；“三个和尚没水吃”等等。

L. V. 贝塔朗菲还认为,系统中各要素不是孤立存在的,每个要素在系统中都处于一定的位置,起着特定的作用。要素之间相互关联,构成了一个不可分割的整体。要素是整体中的要素,如果将要素从系统整体中割离出来,它将失去要素的作用。正像人手在人体中是劳动的器官一样,一旦将手从人体中砍下来它将不再是劳动的器官了。系统整体性原理的实质,是揭示一定环境下系统整体与要素之间的关系,是对整体与部分关系的深化。因此,要改善和提高系统的整体功能,不仅要注重发挥每个要素的功能,更重要的是调整要素的组织形式,建立合理的结构,从而使系统整体功能优化。

动态相关性原理是整体性原理的延续和具体化。任何一个系统都是一个处在不断发展、变化之中的动态系统,系统状态是时间的函数,这就是系统的动态性;系统的相关性是指系统的要素之间、要素与系统整体之间、系统与环境之间的有机关联性。正是由于系统内部诸要素之间、要素与系统整体之间、系统与环境之间的相互作用和相互联系,构成了系统发展变化的根据和条件。开放系统与外界环境有物质、能量和信息的交换,系统内部结构也可以随时间变化,因此一定要在系统和环境的相互联系和相互作用中认识和改善系统。

层次等级性原理是把整个客观世界看作一个结构有序的、多层次等级结构的统一体。客观世界的多样性、统一性正是通过层次性表现出来的。在一个系统中,无论结构还是功能都具有等级性,处于不同层次的等级系统,具有不同的结构,亦有不同的功能,所以 L. V. 贝塔朗菲说“等级秩序的一般原理显然将是一般系统论的主要支柱”。

系统有序性原理也称功能结构性原理,因为系统的有序性,就是表示系统结构实现系统功能的程度。系统的结构是指系统内部诸要素之间相互联系、相互作用的形式与方式,是系统各“部分的秩序”;系统的功能是指系统整体与外部环境相互作用的关系,是系统整体的“过程的秩序”。系统的功能是与结构不可分割的。如果说结构是系统内部联系作用的秩序,那么功能就是系统外部联系作用的秩序和能力。系统功能体现了系统与外部环境之间的物质、能量、信息输入与输出的变换关系。任何系统都有其特定的结构,结构合理,系统的有序度高,功能就好,反之,结构不合理,系统的有序度就低,功能就差。当系统由较低级的结构转变为较高级的结构时,即趋向有序,反之,趋向无序。根据热力学第二定律,保持系统的开放性,即进入系统内的负熵增加,是使系统从无序向有序演化的基本前提。一般系统论的一个重要成果是把生物和生命现象的有序性和目的性同系统的结构稳定性联系起来。也就是说,有序能使系统趋于稳定,有目的才能使系统走向期望的稳定系统结构。

大多数系统的活动或行为可以完成一定的功能,所有的系统都有一定的功能,但不一定所有系统都有目的,例如太阳系或某些低级的生物系统。目的性行为是通过反馈控制实现的。人比动物高级是因为人的大脑最发达;一个球队在一段时间内能保持全胜,往往是因为训练有素,其功能比别的球队强。一个系统和包围该系统的环境之间通常都有物质、能量和信息的交换,外界环境的变化会引起系统特性的改变,相应地引起系统内各部分相互关系和功能的变化。为了保持和恢复系统原有特性,系统必须具有对环境的适应能力,例如反馈系统、自适应系统和自学习系统等。

（三）系统方法

系统论不仅是反映客观规律的科学理论，也具有科学方法论的意义。可以说，系统论引起了思维方式的巨大变化，为人们研究事物提供了新的科学方法论。L. V. 贝塔朗非对此曾作过说明：英语“System Approach”直译为系统方法，也可译成系统论，因为它既可代表概念、观点、模型，又可表示数学方法。他说，我们故意用 Approach 这样一个不太严格的词，正好表明这门学科的性质特点。

系统论的基本思想方法，就是把所研究和处理的对象，当作一个系统，分析系统的结构和功能，研究系统、要素、环境三者的相互关系和变动的规律性。从系统观点看，世界上任何事物都可以看成是一个系统，系统是普遍存在的，大至渺茫的宇宙，小至微观的原子。一粒种子、一群蜜蜂、一台机器、一个工厂、一个学会团体……都是系统，整个世界就是系统的集合。

因此，系统论的任务不仅在于认识系统的特点和规律，更重要的还在于利用这些特点和规律去控制、管理、改造或创造一个系统，使它的存在与发展合乎人的目的需要。也就是说，研究系统的目的在于调整系统结构，直辖各要素关系，使系统达到优化。以往研究问题是把事物分解成若干部分，抽象出最简单的因素，然后再以部分的性质去说明复杂事物，这是笛卡尔奠定理论基础的分析方法。这种方法的着眼点在局部或要素，遵循的是单项因果决定论。虽然这是几百年来在特定范围内行之有效、人们最熟悉的思维方法，但是它不能如实地说明事物的整体性，不能反映事物之间的联系和相互作用，只适于认识较为简单的事物，不能胜任对复杂问题的研究，而系统分析方法却为研究复杂问题提供了有效的思维方式。

（四）黑箱方法与评价思路

黑箱方法，是控制论的一个重要方法，它为人们探索和研究未知世界特别是对生命系统的研究提供了有效的手段。控制论的创始人，美国数学家维纳在《模型在科学中的作用》中对黑箱作了界定。他认为“所有科学问题都是作为‘闭合’问题开始的……若干可供选择的结构被密闭在‘闭合’中，研究它们的唯一途径是利用闭合的输入和输出。”他所说的“闭合”，就是指黑箱。

黑箱是指内部构造及作用机理还不清楚，但能通过外部的观测与试验，认识其功能和性质的系统或事物。它具有以下基本特征：

第一，黑箱是人们对其结构和作用机理尚无认识的系统和事物。如大脑如何引起人的思维；癌细胞如何产生；人们观察所不及的星系的结构等。黑箱在客观世界普遍存在，但是并非不可认识，人们通过从外部输入黑箱一种信息，测试或观察黑箱输出的信息，便可认识其功能和作用机理，如图 3-3 所示。图中 $X(S)$ 表示输入信息， $KW(S)$ 表示黑箱对信息传递、转换、处理的能力。只要人们获得、并确定输出信息 $Y(S)$ ，便可了解黑箱的性质、功能和作用机理。

第二，黑箱和人的认识有关。仅就客观存在的事物而论，无所谓黑箱、白箱、灰箱，它们仅仅反映人对事物的认识程度。对系统或事物结构的全部认识，称之为白箱；部分认识称之为灰箱；没有认识称之为黑箱。

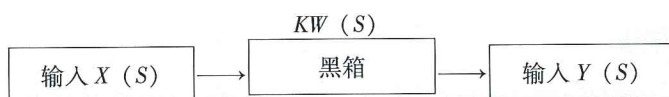


图 3-3 黑箱的作用机理

Fig. 3-3 the Mechanism of Black-box

第三，黑箱只有相对的意义。这种相对性，有两层含义。其一，是否黑箱，因人而异。如对电子计算机的了解就是如此，在电子计算机的技术人员看来，它是白箱；对一般人来说，它就是黑箱。其二，是否黑箱将随着人的认识能力、认识水平的发展而变化。人的认识是发展的，今天没有认识清楚的，明天可以认识清楚；这一代人没有认识清楚的，下代人可以认识清楚。世界上只有尚未认识的事物，而不存在不可认识的事物。

所谓黑箱，是指人们一时无法或无需通过直接观测来认识其内部结构、要素、本质特征和功能，只能从外部的整体输入值与输出值的变化比较去认识的现实系统。这种认识现实系统的方法即通常所说的黑箱方法。

前述对表生地球化学系统和岩土-水-植物元素生物系统的例证分析说明，这两个相互联系的复杂系统的结构和机制虽不十分清楚，但都不是“黑箱”，可以认为是“灰箱”。可以采用黑箱方法进行研究和评价，并用已有研究成果（系统中的已知部分）诠释评价结果。也就是说，本文提出的农业地质地球化学评价方法，是建立在表生元素地球化学系统和岩土-水-植物元素生物系统基础上，将土壤中某元素指标的含量作为系统的“输入”信息、农作物籽实中该元素含量作为系统的“输出”信息，通过一系列实际测试资料研究“输出”信息对“输入”信息的响应关系，采用统计学方法确定评价标准值，从而实现对土地生态安全性的评价。

第四章 评价方法研究

本章从基本概念、评价方法构成、建立响应关系模型、确定评价标准值的方法、评价工作程序和评价方法特点等方面,系统地讨论农业地质地球化学评价方法。

一、基本概念

(一) 土地的概念及其属性

1. 土地的定义

关于土地的科学定义,不同学者从不同学科角度出发有多种不同的表述。从农业生产角度看,土地是一种最基本的不可缺少的生产资料,是生产地、劳动场所和劳动对象,它参与农作物的自然再生产过程,生产人类所需要的动植物产品;从工程建设角度看,土地可理解为建筑工程的场所、承重受压的基础、坝堤等工程的材料或物料,主要以力学性质和物理性质等认识和区别土地。

早期的地学观点将地球陆地部分由泥土和砂石堆成的固体场所称为土地,而水面(包括海洋、江河、湖泊、池沼等)、地上空气层以及附属于地球表面的各种物质和能力,均不列入土地范畴之内,近代地学的发展进一步深化了人们对土地的认识。20世纪60年代以来,多数地学研究者认为土地是一个自然综合体。如皮克曼(Brinkman)和奥尔森(Olson)于1973年将土地的概念表述为:土地是地球表面的某一区域,它的性质包括这一区域之上和其下组成生物圈的气候、土壤、地形、地质、水文、动植物的特性以及人类过去和当前活动的结果,它的性质对土地当前和未来的利用有重要影响。

从生态学观点看,土地是一个由气候、地貌、岩石、土壤、植被、水文以及人类活动种种结果组成的生态系统,与此同时,土地又是整个地球更大系统的自然环境要素,土地是能量流、物质流、信息流的输入与输出及物质交换转移得以实现的基础,是储存库和供应站。

经济学家马歇尔(A. Marshall, 1842~1924)认为,土地是指大自然为了帮助人类,在陆地、海上、空气、光和热各方面所赠与的物质和力量;经济学家伊利(R. T. Ely, 1854~1943)认为,经济学上的土地是侧重于大自然所赋予的东西;马克思认为,经济学上的土地是未经人的协助而自然存在的一切劳动对象。

按照土地法学的研究对象和工作内容,可以认为土地是社会关系和经济关系的某种综合体。它包括土地占有、使用、收益、处分等经济关系,也包括一系列在土地调查、开发、利用、整治、保护、建设等活动中发生的各种社会关系。

1972年,FAO在其会议文件《土地与景观的概念及定义》中关于土地的定义已为众

多学者所接受。土地包括特定地域表面及其以上和以下的大气、土壤及基础地质、水文和植物，还包括这一地域范围内过去和现在的人类活动的结果，以及动物就目前和未来人类利用土地所施加的重要影响。

综上所述，尽管人们对土地概念的表述不尽一致，但对土地的认识比较接近，可以概括为以下五个方面：

1) 土地是综合体。土地在其长期形成、演变过程中，其各种组成要素以不同方式、从不同的侧面、按不同程度，独立地或综合地影响着土地的综合特征，这些组成要素的综合作用决定土地的性质和用途。

2) 土地是自然经济的产物。土地是自然的产物，但人类的经济活动可以改变土地组成要素（如土壤、植物、水文等）的性质，从而影响土地的功能和用途。因此说土地是自然经济综合体，它包括人类过去和现在的生产活动成果及其社会经济关系，这是土地不同于其他自然体的重要方面。

3) 土地是地球表面的陆地部分。陆地是突出于海平面以上的部分，包括内陆水域、滩涂和岛屿。将土地限定在陆地范围，符合人们的一般认知和劳动习惯。

4) 土地是一个立体的三维空间实体。由于土地组成要素是在地球表面一定地域范围的立体空间中分布的，因此，土地意味着是一个立体的三维空间实体。按这一剖面的密度差异和性质的不同，可分为三层，即以地球风化壳和地下水为主的地下层；以生物圈和地貌为主的地表层；以近地面气候为主的地上层。那些与土地特性无直接联系的地上层（如高空气候）和地下层（如深层岩石），并不包括在土地这一立体垂直剖面的范围内，只是土地这一综合体的环境条件。

5) 土地性质随时间不断变化。土地作为一个自然经济综合体，具有随时间推移而不断变化的动力学特征，是一个随单位时间变化的时空复合（spatiotemporal synthesis）体，某一时段的土地性质只是土地在随时间变化过程中的瞬间特定情况。

因此，可将土地概念简述为：土地是地球上由气候、土壤、水文、地形、地质、生物及人类活动的结果所组成的自然经济综合体，其性质随时间不断变化。

2. 土地概念的辨析

(1) 土地与土壤

无论是国内还是国外，在土地与土壤概念之间都存在着似是而非的认识，二者很易混淆。土壤是指能够产生植物收获的陆地疏松表层，是在气候、母质、生物、地形和成土年龄等诸因子综合作用下形成的独立的历史自然体。土壤与土地的不同，可以从以下三个方面加以区分：从相互关系上看，土壤仅仅是土地的一个组成要素，即土地包含土壤，但当土壤一旦被利用，实际上它就以土地的形式发生作用，这也是土壤与土地两个概念经常混淆的原因之一；从本质特征上看，土壤的本质特征是具有肥力，所谓土壤肥力是土壤为植物生长供应和协调营养条件及环境条件的能力，而土地的本质特征是生产力，它是在特定的管理制度下，对某种（或一系列）用途的生产能力（capability）；从形态结构上看，土壤是处在地球风化壳的疏松表层，可以划分为 A、B、C 等发生层次，而土地是由地上层的近地面气候（大气圈）、地表的生物圈和土壤圈以及地下层的地下水和岩石圈组成的立体垂直剖面，土壤只是其地表层的一部分，二者在形态结构上相差甚远。

(2) 土地与国土

所谓国土系指归某一个国家管辖的地球上的某一部分空间，即受一国主权管辖的区域，包括一国的陆地、河流、湖泊、内海、领海和它们的下层、上空，还包括大陆架等。由此可见，国土不单指土地，而是国家管辖的地理空间，国土是比土地更为广泛的概念。

(3) 土地与景观

景观是基本的自然地理单位，它是在一定地域范围内，可以明显观察得到的一组限区形成的特定有规律的地域，是由地貌、植被、气候、土壤等多种自然因子以及人类活动共同作用的结果，其各个组成部分有着共同的发展史。已有景观是过去历史时期的地质、地貌、生命过程、土壤演化等一系列过程综合作用的结果，并始终处于不断的变化、发展过程之中。但是，景观又具有相对的稳定性，在一定的历史时期内它保持外观的不变性，从而为景观的进一步发育与演化奠定量的基础。同时，人类的活动加速或改变了这种演化的进程或结果，丰富了景观的多样性。

由此可见，从自然综合体的角度看，景观与土地的概念有许多相似之处，但二者最大区别在于：景观只考虑自然地理因素的作用，而极少考虑社会经济因素的影响。

(4) 土地与土地资源

1979年版的《辞海》将资源定义为：“资财的来源”，因此，可将资源定义为在一定的技术经济条件下，能作为人类生产和生活所用的一切资料。以资源和土地的概念为基础，可将土地资源的概念表述为：土地资源是指在当前和可预见将来的技术经济条件下，能为人类所利用的土地。

自然界几乎不存在对人类绝对无用的土地，即几乎不存在不是资源的土地，因此，土地与土地资源之间的界限并不明确，两个概念经常混用。实际上，资源属性也是土地的重要属性之一。

3. 土地的属性

土地作为自然经济的综合体，不仅具有自然属性，也具有经济属性。概括起来，土地具有资源属性、资产属性、生态属性、工程属性、社会属性和权属属性等六大属性。下面重点概述土地的资源属性和生态属性。

(1) 土地的资源属性

土地是一种综合的自然资源，与大气、水、生物、矿产等单项资源相比，土地对人类生存来说是最基本的，也是最广泛、最重要的，能用来满足人类自身需要和改善自身的环境条件。作为资源的土地具有下列基本特征。

1) 整体性：土地是由气候、土壤、水文、地形、地质、生物及人类活动的结果所组成的综合体，土地资源各组成要素相互依存、相互制约，构成完整的资源生态系统。人类不可能改变一种资源或资源生态系统中的某种成分，而同时能使周围的环境保持完全不变。例如我们采伐山地的森林，不仅会直接改变林木和植物的状况，同时必然要引起土壤和径流的变化，对野生动物，甚至对气候也会产生一定的影响。同时，生态系统绝不是孤立的，一个系统的变化又不可避免地要涉及到别的系统。例如黄土高原的水土流失不仅使当地农业生产长期处于低产落后状态，而且造成黄河下游的洪涝、风沙、盐碱等灾害。

2) 生产性：土地具有一定的生产力，即可以生产出人类需要的某种植物产品和动物产品，这是土地的本质特征之一。土地生产力按其性质可分为自然生产力和劳动生产力。前者是自然形成的，即土地资源本身的性质。后者是施加人工影响而产生的，即人类生产的技术水平，主要表现为对土地限制因素的克服、改造能力和土地利用的集约程度。

3) 面积的有限性: 由于受地球陆地表面的空间限制, 土地的面积 (或称土地资源的数量) 是有限的。随着世界人口的急剧增加, 人们对有限的土地面积竞争异常激烈, 这对土地资源产生了极大压力。因而, 一方面我们要珍惜和合理利用每一寸土地, 另一方面要采取有效措施有计划地控制人口增长, 减小人口对土地的压力。

4) 位置的固定性和区域差异性: 分布在地球各个不同位置的土地, 占有特定的地理空间。这一特性主要表现在以下几个方面: ①每一块土地的绝对位置 (经纬度) 具固定性, 包括地面及其以上和以下的空间。②各块土地之间的相对位置 (距离) 具固定性。当然, 交通条件可在一定程度上改变这种相对固定性, 但交通条件改变后土地又表现出新的相对固定性。③在一定时空范围内, 每一块土地所处的环境及其物质构成基本上也是固定的。例如处于不同水热条件下的农用地, 欲完全改变其环境状况和物质构成, 几乎是无法实现的。受各种自然地理条件和地质条件的作用, 各种土地的自然要素组成与综合特征具有明显的地域性, 它决定了土地资源的利用与改良要因地制宜。

5) 时间变化性: 土地随时间而产生的季节性变化, 即动植物的生长、繁育和死亡, 土壤的冻结与融化, 河水的季节性泛滥等, 都影响土地的固有性质和生产特征。土地的时间变化又与空间位置紧密相联, 因为处于不同空间位置的土地, 其能量与物质的变化状况不同。

6) 土地资源的再生性与非再生性: 土地是一个生态系统, 土地资源具有可更新性。生长在土地上的生物, 不断地生长和死亡, 土壤中的养分和水分及其他化学物质, 不断地被植物消耗和补充, 这种周而复始的更替, 在一定条件下是相对稳定的。在合理利用条件下土地的生产力可以自我恢复, 并不会因使用时间的延长而降低, 即“治之得宜, 地力常新”。土地对于污染物也具有一定的净化能力。但是, 土地的可再生性决不意味着人类可以对土地进行掠夺性开发, 一旦破坏了土地生态系统的平衡, 就会出现水土流失、沼泽化、盐碱化、沙漠化等一系列的土地退化现象, 使土地生产力下降, 使用价值降低。一旦这种退化达到一定程度, 土地原有性质就可能被彻底破坏而不可逆转、恢复。因此, 土地的再生性是有一定限度的, 当超过某一阈值时, 土地的再生性就会丧失, 土地资源即被破坏。

7) 多用途性: 土地既是农业生产资料, 又是人类活动空间; 既可为农用, 又可为城建、交通、国防、旅游等非农业利用。

(2) 土地的生态属性

生态学是研究生物系统与环境之间相互关系的科学。从土地概念来说, 土地本身就是一个生态系统, 即土地是地表各自然地理要素与生物体及人类之间相互作用、相互制约所形成的统一整体。土地是万物 (生物) 生存、生活、繁育的基础, 一切生物将依附于土地。

从生态学角度看, 土地具有以下重要功能。

1) 支撑功能: 对生物体来说, 土地的最显而易见的功能之一就是支撑。植物固定在土地中才能保持直立, 人类活动的场所, 包括房屋、道路、桥梁等一切建筑物都附着于土地。

2) 养育功能: 土地的本质属性是有生产能力, 可以生产出人类需要的植物和动物产品。

3) 净化功能: 进入土地的污染物质在土体中可通过扩散、分解等作用逐步降低其浓度, 减少毒性; 或经沉淀、胶体吸附等作用使其发生形态变化, 变为难以被植物利用的形态存在于土地中, 暂时退出生物小循环, 脱离食物链; 或通过生物和化学降解, 使污染物变为毒性较小或无毒性甚至有营养的物质; 或通过土地掩埋来减少工业废渣、城市垃圾和污水对环境的污染。据报道, 如果处理得当, 土地对生物耗氧量 (BOD)、化学耗氧量 (COD)、总有机碳 (TOC) 三项有机污染物的净化效率可达 80% 以上。当然, 土地的净

化能力是有限的,必须在其容许的范围内。

(二) 土地生态安全的概念

1. 生态安全的概念

生态安全是近年来新提出的概念,迄今尚未有一个确切的定义。

曲格平认为,所谓生态安全,其一是防止生态环境的退化对经济基础构成威胁,主要指环境质量状况和自然资源的减少,退化削弱了经济可持续发展的支撑能力;其二是防止环境问题引发人民群众的不满,尤其是导致环境难民的大量产生,影响社会安定。

陈国阶认为,生态安全是指人类赖以生存的生态与环境,包括聚落、聚区、区域、国家乃至全球,不受生态条件、状态及其变化的胁迫、威胁、危害、损害乃至毁灭,能处于正常的生存和发展状态。换言之,生态安全是人类生存环境处于健康可持续发展的状态。

左伟等人认为,生态安全是指一个国家生存和发展所需的生存环境处于不受或少受破坏与威胁的状态,即自然生态环境能满足人类和群落的持续生存与发展需求,而不损害自然生态环境的潜力。

任志远从生态承载力与生态安全的相互关系方面来理解生态安全,认为生态安全指的就是人类生态安全。

生态安全概括起来有广义和狭义两种理解。前者以国际应用系统分析研究所(IASA, 1989)提出的定义为代表:生态安全是指在人的生活、健康、安乐、基本权利、生活保障来源、必要资源、社会秩序和人类适应环境变化的能力等方面不受威胁的状态,包括自然生态安全、经济生态安全和社会生态安全,组成一个复合人工生态安全系统。

狭义的生态安全是指自然和半自然生态系统的安全,即生态系统完整性和健康整体水平的反映。生态安全研究则是从人类对自然资源的利用与人类生存环境辨识的角度来分析评价自然和半自然的生态系统,因而它带有某种先验性。首先,所研究的对象具有特定性和针对性,主要发生在生态脆弱区;其次,生态安全的评价标准具有相对性和发展性,不同国家和地区或者不同的时代(发展阶段),其标准会有不同。此外,生态安全的研究要体现人类活动的能动性,在分析、评价的基础上,还要研究如何建立生态安全保障体系。

一般认为,安全与风险互为反函数。风险是指评价对象偏离期望值的受胁迫程度,或事件发生的不确定性,其计算值为概率与可能损失结果的乘积。而安全是指评价对象在期望值状态的保障程度,或防止不确定事件发生的可靠性。为了更好地体现人类对安全管理和安全预警等方面的主动设计与能动性,肖笃宁等将生态安全与保障程度相联系,把生态安全定义为人类在生产、生活和健康等方面不受生态破坏与环境污染等影响的保障程度,包括饮用水与食物安全、空气质量与绿色环境等基本要素。

2. 土地生态安全的概念

本书所谓的土地生态安全是指作为基本要素的土地的生态安全保障程度,即土地可为人类提供健康、安全的农产品的保障程度。土地生态安全性评价即是对土地可为人类提供健康、安全农产品的保障程度的分级及其评述。

因此,土地生态安全性评价是一个庞大的系统工程,具有以下特点:①评价目标具有特定性和针对性,即针对某种或某几种农产品而言土地的安全保障等级不同;②评价指标具有地区性和发展性,不同地区的评价指标可能不同,而且随着人类生活质量要求和科学技术发展水平的提高,评价指标不断发展;③评价标准具有相对性和发展性,不同国家和

地区评价标准不同，而且评价标准不断地严格化；④评价的目的是为了建立土地生态安全保障体系，即它不是适宜性评价，而是非适宜性评价。

3. 农业地质地球化学评价

农业地质地球化学评价是土地生态安全性评价的一部分，是建立在表生地球化学系统和元素生物系统基础上，利用已有研究成果和区域农业地质环境调查数据对土地生态安全性进行的区域性评价。其技术思路是，采用国家食品卫生标准作为源标准，利用评价地区的从评价指标（如 Cd）土壤高值区到低值区的一套农作物籽实－根系土的系列样品实测数据，采用统计学方法由源标准确定评价标准值，再利用区域农业地质环境调查数据对评价地区进行土地生态安全性评价。

二、评价方法的构成

（一）评价指示作物

作为区域性评价方法，农业地质地球化学评价要求指示作物在某一地区具有广泛代表性，以使评价结果具有区域可对比性和实用性。因此，选择的指示作物应为种植前景好的大宗农产品。

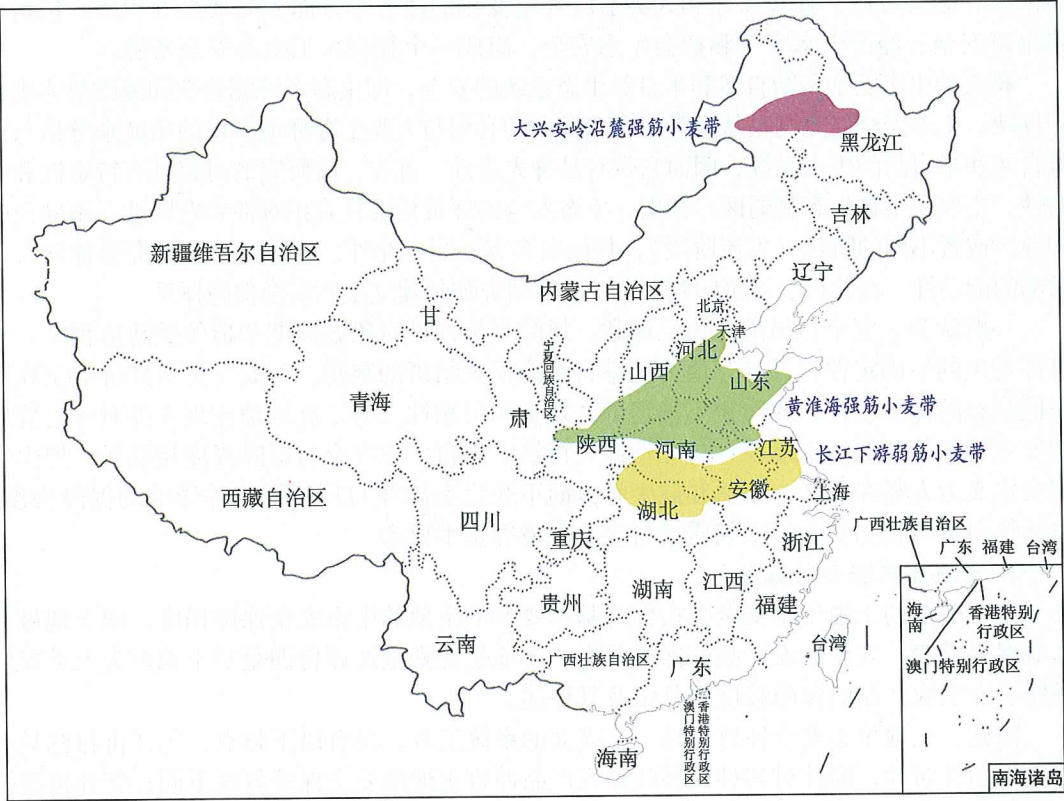


图 4-1 我国专用小麦优势区域布局示意图

Fig. 4-1 Layout sketch map of special wheat preponderant region in China

我国是一个拥有 13 亿人口的大国，任何时候粮食安全都是国家安全的重要组成部分。《优势农产品区域布局规划（2003～2007）》，在综合考虑自然条件、生产规模、产业化基础、区位优势等因素基础上，优选了专用小麦、专用玉米、高油大豆、棉花、“双低”油菜、“双高”甘蔗、柑橘、苹果、肉牛、肉羊、牛奶、水产品等 11 种优势农产品（我国水稻在世界上已具有比较优势，故未列入此规划）。专用小麦优势产区（图 4-1）包括大兴安岭沿麓强筋小麦带（内蒙古、黑龙江）、长江下游弱筋小麦带（河南、湖北、安徽、江苏）和黄淮海强筋小麦带（河北、河南、山东、山西、陕西、安徽、江苏）；专用玉米优势产区（图 4-2）包括东北内蒙古专用玉米区（内蒙古、黑龙江、吉林、辽宁）和黄淮海专用玉米区（河北、河南、山东）；高油大豆优势产区（图 4-3）包括内蒙古东四盟优势区（内蒙古）、松嫩平原优势区（黑龙江）、三江平原优势区（黑龙江）、吉林中部优势区（吉林）和辽河平原优势区（辽宁）。这些农产品，国内消费需求量大，生产有潜力，通过实施数量与质量同步扩张，稳住国内存量市场，可有效抵御进口产品的冲击。

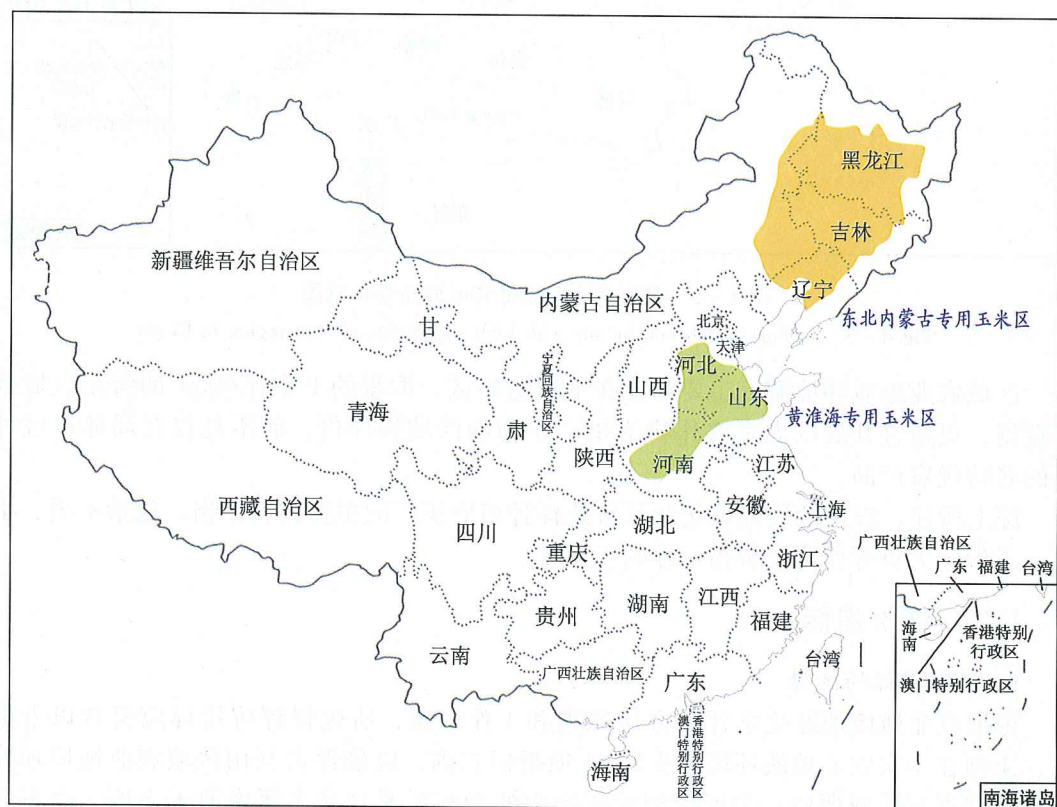


图 4-2 我国专用玉米优势区域布局示意图

Fig. 4-2 Layout sketch map of special corn preponderant region in China

小麦、水稻、玉米、大豆是我国四大粮食作物，也是我国农业补贴政策和农机具补贴政策覆盖范围，是我国重点扶持发展的作物品种。因此，选择小麦、水稻、玉米、大豆四大粮食作物作为评价指示作物，评价结果具有很强的实用性。

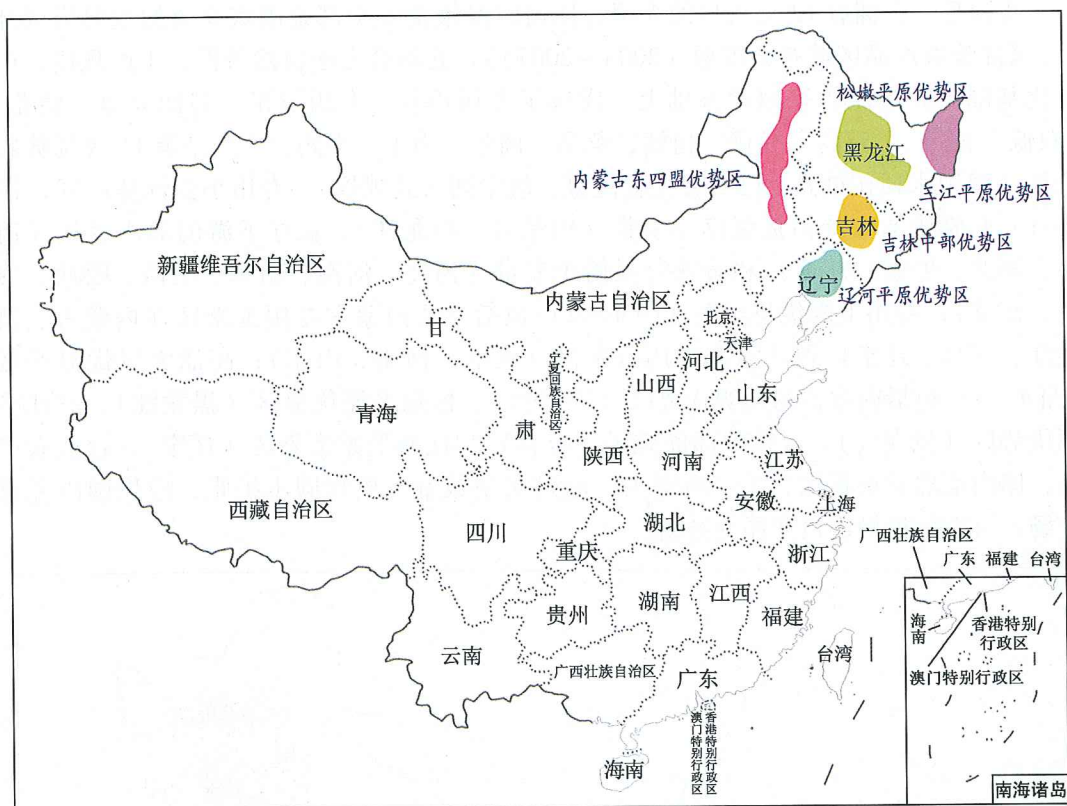


图 4-3 我国高油大豆优势区域布局示意图

Fig. 4-3 Layout sketch map of soy with high - oil preponderant region in China

区域农业地质环境调查主要布置在平原盆地区，取得的 1 个样/4km² 的海量区域调查数据，更适合开展以大宗农作物为指示作物的区域性评价，而不是仅在局部地区种植的名特优农产品。

综上所述，农业地质地球化学评价选择种植面积广的主要粮食作物，包括水稻、小麦、玉米、大豆等作为评价指示作物。

(二) 评价指标

1. 评价指标的选择

根据农业地质地球化学评价方法原理和工作思路，所选择评价指标应符合以下原则：①须在本次农业地质环境调查的 54 项指标之内，以确保可利用区域农业地质环境调查数据进行区域评价；②评价指示作物中的指标元素含量主要来源于土壤，而不是来源于大气中或人工叶面喷肥；③须有国家食品卫生标准，并作为源标准以便从土壤-籽实响应模型中确定评价标准值；④有国内外土壤环境质量标准可对比参考。

本次农业地质环境调查包括 Ag、Al、As、Au、B、Ba、Be、Bi、Br、C、Ca、Cd、Ce、Cl、Co、Cr、Cu、F、Fe、Ga、Ge、Hg、I、K、La、Li、Mg、Mn、Mo、N、Na、Nb、Ni、P、Pb、Rb、S、Sb、Sc、Se、Si、Sn、Sr、Th、Ti、Tl、U、V、W、Y、Zn、Zr 等 52 种元素和 pH 值、OrgC 值共 54 项指标，既包括了对人体有毒有害的重金属元

素如 Cd、Hg、Pb 等，也包括了一些重要的生命元素如 Se、F、I 等，但未包括有机污染物，如六六六、DDT 等。

大量研究表明，土壤中元素的来源包括自然来源、工业污染、污水灌溉、施用化肥和农药等。但关于农作物籽实中元素的来源研究较少，一般认为食物链镉、铅的来源主要是农作物通过根系被动地从土壤环境中吸收的。而且，国内外普遍关注的无机污染指标，主要是重金属元素，生物毒性比较明确，具有较好的研究基础。其中部分重金属元素在农产品籽实或食品中已有食品卫生限量标准。我国国家食品卫生标准规定了多种食品中 10 余种元素的最高限量，包括 Cd、Hg、As、Cu、Pb、Cr、Zn、F、Se 等元素指标。

我国在 1995 年颁布了土壤环境质量标准（GB15618—1995），包括了 Cd、Hg、As、Cu、Pb、Cr、Zn、Ni 共 8 种指标。约有十几个国家或地区对土壤中的有害物质（主要是重金属）作了最高允许浓度或最大允许容量的规定（表 4-1），包括了 Cd、Hg、Pb、As、Cr、Cu、Zn、Ni、Co 等指标。

综合起来考虑，本书选择了 Cd、Hg、Pb、As、Cr、Cu、Zn、Se 等 8 种元素作为评价指标。

表 4-1 部分国家和地区土壤中有害物质最高允许浓度
Table 4-1 Highest concentration permitted of nocuousness elements in soil
in some countries and regions (mg/kg)

项目	德国	法国	意大利	加拿大（安大略）	英国		苏格兰	欧共体
					非石灰性土	石灰性土		
Cd	3	2	3	1.6	3.5		1.6	1~3
Hg	2	1	2	0.5	1		0.4	1~1.5
As	20				10			20
Cu	100	100	100	100	140	280	80	100
Pb	100	100	100	60	550		90	50~300
Cr	100	150	50	120	600		120	50~600
Zn	300	300	300	220	280	560	150	150~300
Ni	50	50	50	32	35	70	48	30~75
规定 pH			≥6.0		≥6.5（耕地） ≥6.5（牧场）		≥6.0	

2. 评价指标的研究概述

有关 Cd、Hg、Pb、As、Cr、Cu、Zn、Se 等 8 种元素的研究，已经积累了许多成果，可以作为确定评价指标标准值的参考。

(1) Cd

镉是在 1817 年由德国人特罗迈厄发现的。1847 年，在煤中发现了镉，1931 年 Fox 和 Ramage 从动物中检出镉。

表生带风化作用过程中，Cd 比 Zn 稳定，氧化较慢，而且更不易活动，较快地进行沉淀。但在酸性环境中 Cd 显示比 Zn 具更高的活动性。土壤中镉以 CdCO₃、Cd₃

(PO_4)₂及 $\text{Cd}(\text{OH})_2$ 的形态存在,其中以 CdCO_3 为主,尤其是在 pH 值 >7 的石灰性土壤中。 Cd 的土壤阈值随 pH 而定。 Cd 污染的土壤改良技术是提高土壤 pH 值和阳离子交换容量,如施用石灰提高土壤 pH 值以减少植物对 Cd 的吸收。

决定土壤中 Cd 含量的主要因素是母岩化学成分。土壤中 Cd 平均含量为 0.07 ~ 1.1mg/kg。在潮湿气候下发育的土壤, Cd 易向土壤剖面下部迁移,因此,表土 Cd 的富集可能与遭受污染有关。

镉是植物体不需要的元素,但许多植物均能从水和土壤中摄取镉,并在体内累积。累积量取决于环境中镉的含量和形态、镉在土壤中的活性及植物种属等。廖自基根据北京、上海、沈阳、西安等地 100 多个样点统计,土壤镉含量与粮食 Cd 含量呈显著正相关关系。蔬菜的叶子食用部分的含 Cd 量,随土壤镉量的增加而增加。植物组织中含 Cd 量随土壤 pH 值的增加而降低。同一作物的叶片和籽粒含 Cd 量,随土壤 pH 值的不同而有差异(表 4-2)。土壤 pH 值由 7.3 降到 4.6 时,各种作物的叶片和籽粒含 Cd 量都有不同程度的增高,小麦叶片和籽粒增高 1.7 和 1.2 倍,大麦叶片和籽粒增高 2.2 倍和 2.0 倍,玉米叶片和籽粒增高幅度不大。

另外,植物不同部位吸收和累积的 Cd 量也存在差异。其分布规律是:根 > 叶 > 枝的杆、皮 > 花、果、籽粒。对水稻的研究表明, Cd 主要在根部累积,为总累积量的 82.5%,地上部分仅占 17.5%,其顺序为根 > 茎叶 > 稻壳 > 糙米。沈阳西郊的张土灌区土壤含 Cd 量为 0.62 ~ 9.38mg/kg,其上生长的糙米含 Cd 量达 0.02 ~ 3.7mg/kg。

表 4-2 土壤 pH 值对几种作物 Cd 含量的影响
Table 4-2 the influence of soils' pH on Cd content in some crops (mg/kg)

土壤 pH	豌豆		小麦		大麦		玉米	
	叶片	籽粒	叶片	籽粒	叶片	籽粒	叶片	籽粒
4.6	1.42	0.51	0.40	0.20	1.60	0.34	0.43	0.03
7.3	0.47	0.17	0.15	0.09	0.50	0.11	0.34	0.04

(据廖自基, 1989)

(2) Hg

汞元素是在古代发现的。1934 年, Stock 和 Cucuel 从植物和动物中检出汞。

表生带风化作用过程中,由于汞的主要矿物辰砂是稳定矿物, Hg 释放困难,但也会发生缓慢变化,被淋滤、流失。汞化合物溶解度很低,且许多物质对 Hg 都有很高的吸附能力,故一般地下水中的 Hg 含量都很低。表生带风化产物再沉积作用,常引起 Hg 的某种富集。

土壤中 Hg 的聚集主要受有机络合物形成和沉淀控制。有机汞化合物的转变,特别是元素 Hg 的甲基化,是环境中 Hg 循环的最主要形式。甲基化的 Hg 容易活动,也易被生物有机体吸收。

未开发的土壤剖面 Hg 含量,大多继承母质。 Hg 的聚集通常与土壤中有有机碳和硫水平有关,故表土中 Hg 含量是底土的几倍。土壤 Hg 的背景含量大致估算为 0. x mg/kg,超过这个值的地区,应认为是人类经济活动造成的或其他来源的污染。土壤 Hg 的污染源主要是冶炼厂、有色金属加工业、某些化工厂(特别是氯化烷一碱)以及含 Hg 的杀

虫剂。垃圾和其他废物也可能是 Hg 的污染源。

各种化合物中的 Hg^{2+} 也可被土壤微生物转化还原为金属汞，并由于汞的挥发而向大气中迁移。汞的 $\text{Hg}^0 \rightarrow \text{Hg}^{2+} \rightarrow \text{HgS}$ 转化使其在土壤中持留。土壤中汞的化合物还可被微生物作用转化成甲基汞，它可通过食物链的作用进入人体，也可自行挥发使汞由土壤向大气迁移。

土壤中的汞按其形态可分为金属汞、无机化合态汞和有机化合态汞。在正常的土壤 E_h 和 pH 范围内，汞能以零价状态存在是土壤中汞的重要特点。植物能直接通过根系吸收汞，在很多情况下，汞化合物可能是在土壤中先转化为金属汞或甲基汞后才被植物吸收的。植物吸收和累积汞同样与汞的形态有关，其顺序是：氯化甲基汞 > 氯化乙基汞 > 醋酸苯汞 > 氯化汞 > 氧化汞 > 硫化汞。从这个顺序也可看出，挥发性高、溶解度大的汞化合物容易被植物吸收。

汞是有毒元素。当土壤是 Hg 的唯一来源时，植物中 Hg 含量增加比率最高的是根，但叶与谷粒也聚集很多汞。汞在植物各部分的分布是根 > 茎、叶 > 籽实。这表明汞容易被根系吸收并且在植物体内迁移。随着土壤中 Hg 含量的增加，相应地植物体内 Hg 也有所增加。

对大多数植物来讲，其体内汞背景含量为 0.01 ~ 0.2mg/kg，而在汞矿附近生长的植物，含汞量可高达 0.5 ~ 3.5mg/kg。

(3) Pb

铅是在古代发现和利用的一种元素。

表生带风化作用过程中，由于 Pb 主要富集在钾长石和云母中，除云母外，其他含 Pb 矿物抗风化能力强，Pb 不易释放出来。即使产生一些活动性 Pb，又因这些铅化合物溶解度较低，以及迁移过程中被次生粘土矿物吸附，所以 Pb 的迁移力较小。土壤中铅主要以 $\text{Pb}(\text{OH})_2$ 、 PbCO_3 和 PbSO_4 固体形式存在，土壤溶液中可溶性铅含量极低， Pb^{2+} 也可置换粘土矿物上吸附的 Ca^{2+} ，因此 Pb 在土中很少移动。但高 pH 值的土壤变酸时，可使部分固定的 Pb 变得较易活动。

土壤 Pb 含量，取决于基岩。Pb 在表生带主要与粘土矿物、锰氧化物、铁和铝氢氧化物和有机质伴生，有时集中在碳酸钙或磷酸盐富集处。土壤施石灰可降低 Pb 的溶解度，高 pH 值条件下，Pb 可作为氢氧化物、磷酸盐或碳酸盐沉淀以及有机络合物的形态存在。随着人类生产力的提高，特别是有色金属矿山的开采，有色金属冶炼、化工原料生产等部门的工业三废排放，使自然生态系统中 Pb 污染日益严重。大气污染特别是使用含 Pb 汽油使 Pb 随汽车尾气排放而进入土壤中，常常也是土壤 Pb 含量高的原因。土壤受到 Pb 污染后，一般情况下，很难治理和消除。因为 Pb 在土壤中较稳定。

土壤中含 Pb 100 ~ 400mg/kg，对植物可能是有毒的。虽然土壤中 Pb 不易溶解，可是 Pb 主要由根毛吸收，并在细胞壁上储存到可观的程度。尽管植物器官中 Pb 含量不同，但总体上是生长在矿区的植物 Pb 含量较高。大气沉降的 Pb，也易被植物通过叶片吸收。

自然界中 Pb 通过食物链的传递和生物循环（岩石—土壤（水、空气）—植物—动物—人类）最终危害人体健康。但 Zimdahl 等人认为，Pb 从土壤源迁移到植物的可食用部分的数量是有限的。易累积 Pb 的植物为紫穗槐（*Amorpha canescens*）、高山漆姑草（*Minuartia Uerna*）。

(4) As

砷元素是在 1250 年由德国人马格耐斯发现的。1838 年, Orfila 从植物中检出砷, 同年, 他又从动物中检出砷。

表生带风化作用, 使岩石或矿物中的 As 被溶解或释放出来。由于常被粘土、氢氧化物和有机质强烈吸附, 使 As 迁移受限而富集于泥质沉积物及表土中。此外, 火山喷发和工业三废污染也是重要的 As 来源。

虽然超过岩石中含量的数倍, 但表层土壤 As 的背景含量一般仍然是低的 ($0.1 \sim 69\text{mg/kg}$)。一般土壤中强烈吸附的 As, 通常会被土壤保留多年而不易被解吸。As 含量最低的土壤是砂质土壤, 特别是由花岗岩风化形成的土壤; 而 As 含量较高的土壤, 多为冲积土和富含有机质的土壤。据日本土壤研究, 水稻土常聚集相当数量的 As。

土壤中 As 活动性与 As 的增加成正比, 而与时间和 Fe、Al 含量成反比。由于土壤中 Ca、Fe、Al 均可固定 As, 因而通常 As 集中在表土层 10cm 内, 只有在某些情况下可淋洗至较深土层, 如施磷肥可稍增加 As 的移动性。

若按植物吸收的难易程度划分, 土壤中 As 形态可分为水溶性砷、吸附性砷和难溶性砷。通常把水溶性砷和吸附性砷总称为可给性砷, 是可被植物吸收利用的部分。植物在生长过程中, 可从外界环境吸收砷, 并且有机态砷被植物吸收后, 可在体内逐渐降解为无机态砷。As 毒性取决于可溶 As 含量。增加灌溉 (水稻) 土壤的氧化状态, 可限制 As 生物可利用性。给植物提供充分的 P, 有助于减小 As 的毒性。而植物生长敏感, 可能与土壤全 As 含量有关。

有关植物中 As 含量, 及土壤 As 全量与可溶态 As 含量之间的线性关系的研究, 提供了植物借助水流被动地吸收 As 的资料。随着土壤 As 含量的增加, 最高 As 含量总被记录在老叶和根中。黄杉属植物比许多伴生植物具有显著的吸收 As 的能力, 常作为指示植物用于寻找有色金属矿床。另外, 已发现蕈 (Mushrooms) 是 As 的聚集者。

砷可通过植物根系及叶片的吸收转移至体内各部分, 砷主要集中在生长旺盛的器官。不同含砷量小区栽培试验表明, 作物根、茎叶、籽实中含砷量差异很大, 如水稻含砷量分布顺序是稻根 > 茎叶 > 谷壳 > 糙米, 呈现自下而上递降的变化规律。据报道, 水稻土中 As 的最大容许极限为 15mg/kg 。

(5) Cr

铬元素是在 1798 年由法国的沃克兰发现的。1900 年, Dernarcay 从植物中检出铬; 1930 年, Zbinden 从动物中检出铬。

表生带风化作用中, 在强氧化条件下 (碱性介质), Cr^{3+} 氧化成 Cr^{6+} , 形成铬酸根离子, 不活动的铬离子变为易溶的铬阴离子发生迁移。在酸性介质中 CrO_4^{2-} 占优势, 在碱性介质中 $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ 占优势, 在中性溶液中二者相当。在有机质丰富的介质中, 由于腐殖酸的作用, 铬可从含 Cr 硅酸盐矿物中被溶解出来, 经胶体搬运并由离子吸附而富集在细粒的粘土里。土壤中 Cr 含量为 200×10^{-6} (维氏值, 1962)。土壤含 Cr 量与形成土壤的母岩的 Cr 含量有对应关系。例如, 铬铁矿区或蛇纹岩上部的土壤 Cr 含量高。

Cr 在土壤中的性状与 E_h 值、pH 值、有机质和细菌的氧化还原作用有密切关系。三价铬化合物进入土壤后, 90% 以上迅速被土壤吸附固定, 在土壤中难以再迁移。土壤胶体对三价铬有强烈的吸附作用, 并随 pH 值的升高而增强。土壤对六价铬的吸附固定能力较

低，仅有 8.5% ~ 36.2%。不过普通土壤中可溶性六价铬的含量很小，因为六价铬很容易被还原成三价铬，其中有机质起着重要作用，且这种还原作用随 pH 值的升高而降低。值得注意的是，实验已证明，在 pH 为 6.5 ~ 8.5 的条件下，土壤的铬能被氧化成六价铬（其反应式为 $4\text{Cr}(\text{OH})_2^+ + 3\text{O}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 4\text{CrO}_4^{2-} + 12\text{H}^+$ ）；同时，土壤中存在氧化锰也能使三价铬氧化成六价铬。因此，三价铬转化成六价铬的潜在危害不容忽视。

Cr 对植物是否必需尚未证实。植物在生长发育过程中，可从外界环境中吸收铬，通过根和叶进入植物体内。小麦则通过根冠吸收三价铬，而不需要通过根毛。植物从土壤中吸收铬绝大部分累积在根中，作物吸收转移系数很低，可能是由于：①三价铬还原成二价铬再被植物吸收的过程在土壤 - 植物体系中难以发生。三价铬的化学性质和三价铁相似，但 Fe^{3+} 还原成 Fe^{2+} 比 Cr^{3+} 还原为 Cr^{2+} 容易得多，因此，植物中铁含量比铬高几百倍。②六价铬是有效铬，但植物吸收六价铬时受到硫酸根等阴离子的强烈抑制，所以铬是重金属元素中最难被吸收的元素之一。

植物中含 Cr 量主要受土壤中可溶态 Cr 含量控制。土壤中可溶性的 Cr^{6+} 对动植物是有毒的。大多数土壤中含一定量有效态的 Cr，但植物可利用性有限。一般而言，土壤中 Cr 的长期污染会使作物中可食部分 Cr 含量明显增高（表 4-3）。一般根系比叶或枝含 Cr 量高，最低的为谷粒。

表 4-3 土壤与作物中铬含量的比较
Table 4-3 the comparing of concentration of Cd in soil and crops (mg/kg)

	土壤	青菜	辣椒	茄子	稻谷
对照区	60 ~ 80	0.04	0.03	0.03	0.10
黄浦江底泥	82 ~ 390	0.08	0.10	0.08	0.22

（据王伟，1988）

(6) Cu

铜元素是人类发现和利用较早的元素。1814 年 John 从植物中检出铜，1807 年 Vauquelin 从动物中检出铜。

在强氧化作用下，才能形成 Cu^{2+} 。在地表或近地表的自然水中，富氧及高硫条件下都能形成 Cu^{2+} 。土壤剖面中，Cu 聚集在顶层，这是 Cu 的生物聚集和近期人类活动污染的反映。土壤中 Cu 是迁移最少的重金属，但在各种类型的土壤溶液中 Cu 是丰富的。土壤溶液中 Cu 最通常的形态是可溶有机螯合物，估计它占可溶态 Cu 的大约 80%。对受 Cu 污染的土壤改良，施石灰是常用的方法。

植物体中，铜是多酚氧化酶、乳糖酶、抗坏血酸氧化酶等多种氧化酶的组成部分，它们在植物生理过程中起着重要作用。缺 Cu 是由于 Cu 被大量的有机质固定，有机质来不及矿化，Cu 不能被植物吸收利用。麦类作物对 Cu 最敏感，烟草一般不出现病状，但燕麦和小麦很敏感。敏感性强的植物可作为 Cu 缺乏的指示植物。一般土壤中含 Cu 量大于 100 ~ 200mg/kg 时就可能产生毒害作用。水稻对 Cu 过剩敏感，抵抗力小。

植物可从土壤中吸收铜，但作物中铜的累积与土壤中总铜无明显相关性，而与有效态铜含量密切相关（表 4-4）。土壤中铜一般呈现六种形态，即水溶态铜，交换态铜，铁、锰氧化物结合态铜，有机质结合态铜，碳酸盐结合态铜和残渣态铜。有效态铜主要指能为

植物直接吸收利用的水溶态铜和交换态铜。铜的有效性随土壤 pH 的降低而增加，这是由于低 pH 值时铜离子的活性增加以及有机质吸着铜的能力下降，使铜易呈离子状态而被植物吸收。铜在植物各部分的累积分布多数是根 > 茎、叶 > 果实。

表 4-4 土壤及粮食中的含铜量
Table 4-4 The content of copper in soil and foodstuff (mg/kg)

序号	土壤中总铜量	土壤的有效铜量	糙米含铜量
1	24.96	6.62	4.6
2	24.96	17.81	6.83
3	26.21	19.2	7.96
4	28.08	10	3.83
5	43.68	11.25	5.83
6	59.28	20.31	10.66
7	87.36	32.81	10.99
8	159.8	78.13	12.31
9	218.4	78.69	12.99
10	312	119.5	16.38
11	350	155	17.94

(转自廖自基, 1989)

(7) Zn

锌元素早在古代就被发现和利用了。1860 年, Forchhammer 从植物中检出锌。

表生带风化作用过程中, 含 Zn 矿物被破坏后 Zn 可进入溶液中, Zn 在溶液中的浓度及搬运的距离, 受吸附作用以及碳酸锌、氧化锌及磷酸锌等溶解度的控制。由于造岩矿物分解所经历的阶段不同, 其风化产物中锌浓度也不同。Zn 在表生带趋向于分散。粘土和土壤有机质能强烈地固定 Zn。土壤中 Zn 的吸附作用机制有两种: 一种是在酸性介质中与阳离子交换位置有关; 另一种是在碱性介质中, 受有机配位基体强烈影响的化学吸附作用。

正常土壤含 Zn 量为 10 ~ 300mg/kg, 平均为 30 ~ 50mg/kg。锌主要以 Zn^{2+} 形态进入土壤, 也可能以配合离子 $Zn(OH)^+$ 、 $ZnCl^+$ 、 $Zn(NO_3)^+$ 等形态进入土壤, 并被土壤表层的粘土矿物所吸附, 参与土壤中的代换反应而发生固定累积, 有时则形成氢氧化物、碳酸盐、磷酸盐、硫酸盐和硫化物沉淀, 或与土壤中的有机质结合, 使锌在表土层富集。土壤中锌的迁移取决于土壤的 pH 值。锌在酸性土壤中容易发生迁移, 当土壤为酸性时被吸附的锌易解吸, 不溶的氢氧化锌可和酸作用转变成可溶的 Zn^{2+} 状态, 致使土壤中锌以 Zn^{2+} 形态被植物吸收或淋失。

植物吸收利用可溶态的 Zn, 其吸收量与营养液和土壤中的浓度呈线性关系。不同植物种和生长介质中, Zn 吸收比率大不相同。植物根部比顶部含有更多的 Zn, 特别是当植物生长在富 Zn 土壤中的时候。对锌缺乏敏感的植物有菜豆、大豆、啤酒花、亚麻、蓖麻等; 中等敏感的植物有马铃薯、番茄、洋葱、苜蓿、苏丹草、甜菜、红三叶草等; 不敏感的植物有薄荷、豌豆、石刁柏、芥菜、胡萝卜与一般禾本科作物等。禾谷类植物缺 Zn 的

典型症状是“白苗”，最先是在玉米上发现的，许多植物都表现出锌缺乏症状。谷物颗粒和牧场中牧草的 Zn 含量相差不大。植物中 Zn 缺乏时其含量为 10~20mg/kg。植物体内锌的累积与土壤锌的含量密切相关。锌在植物体内各部分的分布也存在着差异，对于水稻、小麦而言，锌含量为根>茎>果实。

(8) Se

硒元素是在 1818 年由瑞典人贝采里乌斯发现的。1817 年，Berzelius 从植物中检出硒。

表生带 Se 的生物甲基化作用常常产生易挥发的 Se 化合物，在 Se 的地球化学循环中起到特殊意义的作用。由氧化作用过程引起的亚硒酸盐离子是稳定的和易迁移的，直到其被吸附在矿物和有机颗粒上。故一些煤和粘土沉积物中常富含 Se。

Se 的性状倾向于特殊的土壤环境。在碱性和氧化环境的土壤中，硒酸盐可能出现，它们是容易吸收的，且不大可能被 Fe 氧化物所固定，而可能高度活动，易为植物所吸收。

在盐渍土壤中，全 Se 及水溶性 Se 含量可能提高。土壤中富含水溶性 Se，会增加 Se 的生物可利用性。

大多数土壤中 Se 溶解度相当低，因此许多农业区生产的庄稼作物和饲料含 Se 量低。然而，在天然富 Se 土壤中，在排水不好的或钙质土壤中，在干旱地带的土壤中，以及在含有垃圾或烟灰改良的土壤中，Se 可能被植物聚集，其含量足以对放牧家畜产生毒害。Dorsl 等人报道，植物的 Se 含量和土壤溶液中硒酸盐离子浓度之间，密切地正相关。

植物中 Se 的生理功能作用尚不太清楚。当 Se 以可溶态存在时，容易为植物所吸收，但不同植物种吸收程度有很大差异。土壤 Se 的可利用性也受一些土壤因素所控制，其中以 pH 最主要。植物组织中的 Se 和土壤中的 Se 含量之间呈正线性关系。Sippola 指出，土壤全 Se 量给出的一个植物特征曲线比其可溶系数更好。

一般植物吸收土壤中的 Se 取决于气候条件、土壤的水状态、氧化-还原电位、pH 和土壤中的倍半氧化物含量。Ehlig 等人报道，除硒指示植物黄芪属能浓集非常高的 Se（达到约 1000mg/kg）外，植物从低 Se 土壤中聚集 Se 的能力差异不大。干燥地带的植物中 Se 含量比潮湿地带的植物中要高。植物中的 Se 与土壤 pH、浓度（盐度）和 CaCO_3 呈正相关。

Se 是植物和人体生长必需的微量元素，缺硒或富硒都会对动植物及人体带来危害。土壤中硒浓度为 0.1~2.0mg/kg，与土壤发育的母岩密切相关。硒一般以亚硒酸铁形态在富铁层中累积并降低了硒的活性。在碱性土壤中， $2\text{SeO}_3^{2-} + \text{O}_2 \longrightarrow 2\text{SeO}_4^{2-}$ 的反应很容易发生，硒氧化成较易溶的硒酸，可以通过淋溶作用而迁移或从土壤中排出，所以碱性较强的土壤含硒量较少。

硒是以硒酸盐、亚硒酸盐或有机态被植物吸收，水溶态硒并不能很好反映各类土壤的有效态。已有实验证明，植物吸收的硒主要结合在植物蛋白中，并以硒氨酸形态为主。当有各种微生物存在时，某些不易被植物吸收的硒往往被转化为可吸收的形态。硒在植物体内的分布是根>茎、叶>果实。

(三) 源标准

为了建立适于农业地质地球化学评价方法的评价标准值，根据评价方法的基本思路，需要首先确定评价指示作物的籽实中含量标准，即源标准。尽管国内外关于食品

中元素的含量有多种标准，但为了统一和有效保障食品安全性，本书选择我国现有的食品卫生标准作为源标准。由于食品品种不同，其中金属元素限量标准也可能不同。水稻、小麦、玉米、大豆或粮食等4种指示作物的8种评价指标在食品中的限量卫生标准见表4-5。

表 4-5 我国食品中 8 种评价指标的限量卫生标准一览表
Table 4-5 National Tolerance Limit of 8 indexes in foods

指标	粮食	标准/(mg·kg ⁻¹)	标准号	标准名称	标准颁发部门
Cd	大米	≤0.2	GB15201—94	食品中镉限量卫生标准	卫生部
	面粉	≤0.1			
	玉米	≤0.05			
Hg	成品粮	≤0.02	GB2762—94	食品中汞允许量标准	卫生部
As	粮食	≤0.7	GB4810—94	食品中砷限量卫生标准	卫生部
Pb	粮食	≤0.4	GB14935—94	食品中铅限量卫生标准	卫生部
	豆类	≤0.8			
Cr	粮食	≤1.0	GB14961—94	食品中铬限量卫生标准	卫生部
	豆类	≤1.0			
Cu	粮食	≤10	GB15199—94	食品中铜限量卫生标准	卫生部
	豆类	≤20			
Zn	粮食	≤50	GB13106—91	食品中锌限量卫生标准	卫生部
	豆类及制品	≤100			
Se	成品粮	≤0.3	GB13105—91	食品中硒限量卫生标准	卫生部
	豆类	≤0.3			

三、响应关系模型与评价标准值

(一) 建立响应关系模型

大量研究证实，农作物籽实中重金属元素含量与其在土壤中的含量具有正相关的趋势，即随土壤中元素含量的增高籽实中含量也增高。这是建立土壤-籽实响应关系模型的重要依据之一。

1. 土壤 Cd 与籽实 Cd 的关系

廖自基根据近百组样本的统计分析（表4-6、表4-7）发现，稻米、小麦、玉米中Cd的含量随土壤Cd含量的增加而升高，且根部最为富集，茎秆次之，籽实中含量最少。

土壤环境容量研究组的大量研究（表4-8）说明，水稻、冬小麦、春小麦、玉米、大豆等作物籽实、茎叶中Cd含量均因土壤Cd含量增加而增加，而且所试验的褐土、黑土、棕壤、红壤、赤红壤、砖红壤等土壤类型均是如此。

表 4-6 土壤中 Cd 含量与谷粮中 Cd 含量的相关性
Table 4-6 The relativity of Cd content in soil and grain

序号	样点数	土壤 Cd 含量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	稻米、小麦、玉米 平均 Cd 含量/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
1	24	<0.5	0.05
2	9	0.51 ~ 1.00	0.23
3	31	1.10 ~ 3.00	0.23
4	20	3.10 ~ 5.00	0.28
5	11	5.10 ~ 10.1	0.34

(据廖自基, 1989)

表 4-7 Cd 在水稻各部位的含量分布
Table 4-7 The content distribution of Cd in each part of rice (mg/kg)

序号	土壤 Cd 含量	根	茎秆	籽实
1	0.24	3.70	0.15	0.064
2	3.12	13.92	4.56	0.54
3	4.96	95.00	11.20	0.78
4	29.50	415.00	50.00	1.32
5	296.50	1247.00	198.00	1.57

(据廖自基, 1989)

2. 土壤 Hg 与籽实 Hg 的关系

根据土壤环境容量研究组的研究 (表 4-9), 在草甸褐土和草甸棕壤上, 水稻、小麦、大豆三种作物籽实、茎叶中 Hg 含量均因土壤 Hg 含量的增加而增加, 但变化的程度不同。土壤中 Hg 增加 0.5mg/kg , 小麦籽实、茎叶中 Hg 含量增加得最多, 其次是水稻, 大豆的籽实、茎叶中 Hg 增加最少。这说明, 小麦对土壤 Hg 含量反映最敏感, 大豆对 Hg 不敏感, 水稻居中。姜向阳等的研究也表明, 稻米 Hg 含量与土壤 Hg 含量间存在正相关关系 (图 4-4)。

表 4-8 土壤、籽实和茎叶含镉浓度
Table 4-8 The concentration of Cd in soil, seeds, stems and leaves (mg/kg)

土壤类型	作物	土壤 Cd 含量	籽实 Cd 含量	茎叶 Cd 含量
草甸褐土 (北京)	水稻	0.122 (ck)	米 0.007	0.27
		1.122	米 0.038	0.39
	冬小麦	0.122 (ck)	0.044	0.80
		1.122	0.121	1.10
灰钙土 (甘肃)	春小麦	0.184 (ck)	0.038	0.16
		1.184	0.133	0.99
	玉米	0.184 (ck)	0.023	0.192
		1.184	0.035	1.10
草甸棕壤 (沈阳)	水稻	0.086 (ck)	米 0.050	0.17
		1.086	米 0.185	0.31
	大豆	0.086 (ck)	0.10	0.43
		1.086	0.33	2.00
中厚黑土 (哈尔滨)	春小麦	0.180 (ck)	0.061	0.15
		0.680	0.113	0.27
	大豆	0.180 (ck)	0.035	0.06
		0.680	0.190	0.12

续表

土壤类型	作物	土壤 Cd 含量	籽实 Cd 含量	茎叶 Cd 含量
红壤 (韶关)	水稻	0.110 (ck)	米 0.058	0.19
		1.110	米 0.100	0.63
赤红壤 (广州)	水稻	0.090 (ck)	米 0.05	0.59
		1.090	米 0.44	7.47
砖红壤 (湛江)	水稻	0.078 (ck)	米 0.141	0.66
		1.078	米 0.310	2.60

注：资料来源于土壤环境容量研究组，1996；下划横线者表示超过饲料卫生标准；ck 表示对照。

表 4-9 土壤、籽实和茎叶含 Hg 浓度

Table 4-9 The concentration of Hg in soil, seeds, stems and leaves (mg/kg)

作物	土壤类型	土壤	籽实	茎叶
小麦	草甸褐土	1.31	0.025	0.089
		1.81	0.082	0.140
水稻	草甸棕壤	0.5	米 0.048	0.056
		1.0	米 0.064	0.062
大豆	草甸棕壤	1.0	0.013	0.022
		1.5	0.014	0.029

注：资料来源于土壤环境容量研究组，1996。

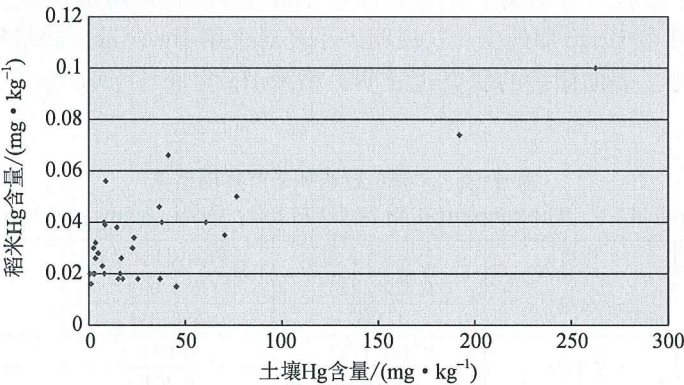


图 4-4 土壤 Hg 含量与稻米 Hg 含量关系图

Fig. 4-4 Relationship between Hg in soil and Hg in rice

3. 土壤 Pb 与籽实 Pb 的关系

土壤环境容量研究组的大量研究 (表 4-10) 说明, 水稻、冬小麦、玉米、大豆等作物籽实、茎叶中 Pb 含量均因土壤 Pb 含量增加而增加, 而且所试验的褐土、灰钙土、黑土、棕壤、红壤、赤红壤、砖红壤等土壤类型均有同样的规律。不同之处在于, 与对照土壤相比, 试验土壤的籽实 Pb 含量虽未超标, 但部分茎叶 Pb 含量已表现为超标。

表 4-10 土壤、籽实和茎叶含 Pb 浓度

Table 4-10 The concentration of Pb in soil, seeds, stems and leaves (mg/kg)

作物	土壤类型	土壤 Pb 含量	籽实 Pb 含量	茎叶 Pb 含量
水稻	草甸褐土 (北京)	18.8 (ck)	米 0.24	1.20
		318.8	米 0.39	<u>10.0</u>
	草甸棕壤 (沈阳)	18.9 (ck)	米 0.20	4.2
		318.9	米 0.07	<u>8.7</u>
	黄棕壤 (下蜀)	16.7 (ck)	米 0.07	<u>11.2</u>
		516.7	米 0.31	<u>11.3</u>
	红壤 (韶关)	30.0 (ck)	米 0.21	<u>19.9</u>
		280.0	米 0.25	<u>27.2</u>
	赤红壤 (广州)	27.0 (ck)	米 0.15	<u>9.7</u>
		277.0	米 0.78	<u>159.0</u>
	砖红壤 (湛江)	24.9 (ck)	米 0.13	4.8
		274.9	米 0.36	<u>10.5</u>
冬小麦	草甸褐土 (北京)	18.8 (ck)	0.11	1.1
		318.8	0.48	2.0
	黄棕壤 (下蜀)	16.7 (ck)	0.07	1.02
		516.7	0.13	3.67
玉米	灰钙土 (甘肃)	19.5 (ck)	0.13	<u>7.02</u>
		319.5	0.24	<u>13.03</u>
大豆	草甸棕壤 (沈阳)	18.9 (ck)	0.04	2.7
		318.9	0.06	<u>21.5</u>
	中厚黑土 (哈尔滨)	30.5 (ck)	0.08	1.77
		530.5	0.44	3.39

注：资料来源于土壤环境容量研究组，1996；下划横线者表示超过饲料卫生标准；ck 表示对照。

4. 土壤 As 与籽实 As 的关系

土壤环境容量研究组的大量研究 (表 4-11) 说明，水稻、冬小麦、春小麦、玉米、大豆等作物籽实、茎叶中 As 含量均因土壤 As 含量的增加而增加，而且所试验的褐土、灰钙土、黑土、棕壤、红壤、赤红壤、砖红壤等土壤类型均有同样的规律。与土壤 Pb 和作物 Pb 的关系相同，As 在茎叶中累积大于其在籽实中累积，即表现为在籽实 Pb 含量均不超标的情况下，部分茎叶 As 含量已经超标。

5. 土壤 Cr 与籽实 Cr 的关系

根据土壤环境容量研究组的研究 (表 4-12)，水稻籽实、茎叶中 Cr 含量也因土壤 Cr 含量的增加而增加，而且茎叶 Cr 增加幅度比籽实增加幅度大。王玮的研究表明，蔬菜和稻谷中 Cr 含量均因土壤 Cr 含量增加而增高。另据韩爱民等研究，糙米 Cr 含量与相应土壤中的 Cr 含量成明显的正相关关系，回归方程为 $y = 0.087x - 0.373$ (y 为糙米 Cr 含量， x 为土壤 Cr 含量；样本数为 16)。

表 4-11 土壤、籽实和茎叶含 As 浓度

Table 4-11 The concentration of As in soil, seeds, stems and leaves (mg/kg)

作物	土壤类型	土壤 As 含量	籽实 As 含量	茎叶 As 含量
水稻	草甸褐土 (北京)	8 (ck)	米 0.075	3.83
		18	米 0.163	6.62
	草甸棕壤 (沈阳)	9.6 (ck)	米 0.16	2.43
		24.6	米 0.23	6.23
	黄棕壤 (下蜀)	10.7 (ck)	米 0.214	2.18
		40.7	米 0.370	9.75
	红壤 (韶关)	11.6 (ck)	米 0.020	0.90
		31.6	米 0.168	1.54
	赤红壤 (广州)	10 (ck)	米 0.007	0.425
		30	米 0.134	1.401
	砖红壤 (湛江)	10 (ck)	米 0.23	0.30
		30	米 0.28	0.69
冬小麦	草甸褐土 (北京)	8 (ck)	0.16	2.42
		28	0.450	12.36
	黄棕壤 (下蜀)	10.7 (ck)	0.028	0.175
		60.7	0.437	4.387
春小麦	中厚黑土 (哈尔滨)	11.4 (ck)	0.03	0.27
		41.4	0.40	1.29
	灰钙土 (甘肃)	12.7 (ck)	0.038	0.677
		32.7	0.446	4.606
玉米	灰钙土 (甘肃)	12.7 (ck)	0.153	0.77
		32.7	0.394	2.22
大豆	草甸棕壤 (沈阳)	10 (ck)	0.02	0.63
		25	0.62	2.11

注：资料来源于土壤环境容量研究组，1996；下划横线者表示超过饲料卫生标准；ck 表示对照。

表 4-12 土壤、籽实和茎叶含 Cr 浓度

Table 4-12 The concentration of Cr in soil, seeds, stems and leaves (mg/kg)

作物	土壤类型	土壤 Cr 含量	籽实 Cr 含量	茎叶 Cr 含量
水稻	草甸褐土 (北京)	37 (ck)	米 0.050	0.45
		537	米 0.019	0.62

注：资料来源于土壤环境容量研究组，1996；ck 表示对照。

上述 5 种指标元素的土壤 - 籽实含量的统计特征，以及浙江平原盆地地区的土壤 - 籽实的实测数据统计结果（见第五章）说明，土壤 - 籽实间的含量响应关系并不是简单的线性函数关系，而是正相关统计分布趋势，这是建立土壤 - 籽实响应关系模型的依据之一。另外，由于土壤物理化学性质的差异性和农作物吸收机制的复杂性，即使对同一品种的同种农作物而言，土壤 - 籽实间的元素含量关系统计也显示出带状分布特征（亦见第五章）。这种带状分布特征说明，籽实中元素含量对土壤中该元素含量的响应关系具有总体趋势的必然性和单组样本的偶然性。也就是说，当土壤 - 籽实元素数据组较小时，存在于土壤 - 籽实间元素含量的关系特征可能被偶然性所掩盖。因此，土壤 - 籽实元素含量间的带状统计分布特征，是建立土壤 - 籽实响应关系模型（图 4-5）的又一重要依据。

(二) 确定评价标准值的方法

土壤-籽实响应关系模型说明,利用土壤中某指标元素含量预报其上生长的农作物籽实中该元素的含量,二者不是确定性函数关系,而是统计概率关系。即已知土壤中某指标元素含量,可以预报其上生长的农作物籽实中该元素含量的变化范围或含量水平的保障程度。通过实际数据分析(见第五章),采用95%置信区间可以较好地刻画土壤-籽实元素响应关系模型(图4-5)。

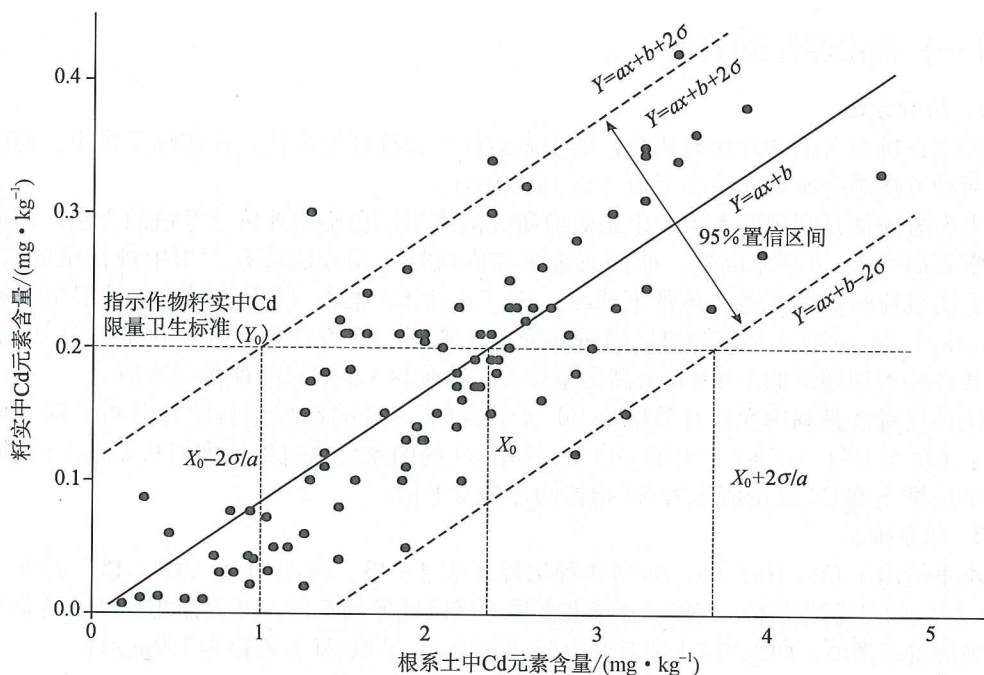


图4-5 用回归分析法确定评价标准值

Fig. 4-5 Determination of evaluation criteria through regression analysis

为了简便起见,暂采用线性回归方程及其95%置信区间。对每一项评价指标分别作其籽实(y)-根系土(x)的统计相关图,求出回归方程 $y = ax + b$ 和95%置信度下由 $y = ax + b + 2\sigma$ 和 $y = ax + b - 2\sigma$ 构造的带状分布区域(图4-5)。再利用国家食品卫生标准值(Y_0)(如Cd为0.2mg/kg)反算回归值 $X_0 - 2\sigma/a$ 、 X_0 和 $X_0 + 2\sigma/a$,即 $y = Y_0$ 与方程 $y = ax + b + 2\sigma$ 、 $y = ax + b$ 和 $y = ax + b - 2\sigma$ 的交点。

在95%置信度下,当土壤中某指标元素含量小于回归值 $X_0 - 2\sigma/a$ 时,其上生产的农作物籽实的指标元素含量低于国家食品卫生标准(Y_0);当土壤中指标元素含量介于回归值 $X_0 - 2\sigma/a$ 与 X_0 之间时,其上生产的农作物籽实中指标元素含量大部分(75%可能性)低于国家食品卫生标准(Y_0);当土壤指标元素含量介于回归值 X_0 与 $X_0 + 2\sigma/a$ 之间时,其上生产的农作物籽实指标元素含量大部分(75%可能性)高于国家食品卫生标准(Y_0);当土壤指标元素含量大于回归值 $X_0 + 2\sigma/a$ 时,其上生产的农作物籽实指标元素含量高于国家食品卫生标准(Y_0)。据此,可以把回归值 $X_0 - 2\sigma/a$ 、 X_0 和 $X_0 + 2\sigma/a$ 分别定义为该指标的安全界限值、基本安全界限值和危险界限值。

根据上述评价标准值，可以把土地分为四级。安全土地是指土壤中指标元素含量低于安全界限值的土地；基本安全土地是指土壤中指标元素含量介于安全界限值与基本安全界限值之间的土地；警戒土地是指土壤中指标元素含量介于基本安全界限值与危险界限值之间的土地；危险土地是指土壤中指标元素含量高于危险界限值的土地。

四、评价工作程序

(一) 确定评价参考值

1. 两种方法

确定评价参考值的方法有两种，即生态效应法和统计反推法。在实际工作中，可以同时用两种方法综合确定评价参考值（以 Cd 为例）。

生态效应法是利用前人关于生态效应研究的成果综合确定评价参考值的方法。国内外许多学者研究了 Cd 稻米问题，他们或采用室内栽培实验方法或在大田中进行试验研究，应用生态效应法取得实验室条件下或某一地区产生 Cd 稻米（Cd 的国家食品卫生标准为 0.2mg/kg）的土壤 Cd 最高限量。通过研究前人资料，作者选择了与评价地区自然地理、地质条件相近似地区的土壤 Cd 最高限量作为评价地区 Cd 指标的评价参考值。

统计反推法是利用大量有关稻米 Cd 与土壤 Cd 关系的数据进行统计分析，建立回归方程 $y(\text{稻米 Cd}) = f(x(\text{土壤 Cd}))$ ，再用 Cd 的国家食品卫生标准值 0.2mg/kg 从回归方程中反推土壤 Cd 限量值作为 Cd 指标的评价参考值。

2. 部分依据

本书给出了 Cd、Hg、Pb、As 等 4 种指标（表 4-13、表 4-14、表 4-15、表 4-16、表 4-17）的参考值依据。例如，在华北平原开展区域评价工作，可选择北京潮土的临界浓度作为评价参考值，即水田 Cd 参考值为 10.8mg/kg，旱地 Cd 参考值为 1.0mg/kg。

表 4-13 作物籽粒达标的土壤 Cd 临界浓度值

Table 4-13 Critical concentration of Cd in soil when crop seeds are up to par (mg/kg)

土壤	pH	糙米达标的 土壤镉临界值	旱地作物籽实达标的土壤镉临界值	
			作物	土壤镉临界值
草甸褐土（北京）	8.0~8.1	2.8	冬小麦	1.0
潮土（北京）	7.8	10.8	冬小麦	1.0
灰钙土（甘肃）	8.7		春小麦	2.4
草甸褐土（北京）*	7.8~8.2		冬小麦	0.60
草甸棕壤（辽宁）	6.5~6.8	2.0	大豆	0.90
黑土（黑龙江）	6.9~7.2		春小麦	1.92
			大豆	1.27
黄棕壤（江苏）	6.5~7.5	0.95	冬小麦	0.30
红壤（韶关）	5.6	0.56		
赤红壤（广州）	4.5~5.1	0.46	花生仁	0.59
砖红壤（湛江）	5.4	0.63	花生仁	0.39
潮土（广州）	4.8~5.4	0.64		
酸性紫色土（宜宾）	5.7	0.56		
水稻土（大冶）**	4.7~6.5	0.26		

注：* 资料来源于董克虞，1982；** 资料来源于郑绍建，1991；其余资料均来源于“土壤环境容量”科技攻关成果。

表 4-14 农产品卫生质量达标的土壤 Hg 临界浓度值

Table 4-14 Critical concentration of Hg in soil when produce sanitation quality are up to par (mg/kg)

土壤	粮食		蔬菜	饲料
	水稻	旱作		
石灰性土壤	1.75		1	1
中性土壤	0.5	1.75	0.5	
酸性土壤	0.3			

(据土壤环境容量研究组, 1985)

表 4-15 作物籽粒达标的土壤 Pb 临界浓度值

Table 4-15 Critical concentration of Pb in soil when crop seeds are up to par (mg/kg)

土 壤	pH	糙米	冬小麦	春小麦	玉米	大豆
草甸褐土 (北京)	8.0~8.1	4600	600			
灰钙土 (甘肃)	8.7			880	1625	
石灰性紫色土 (重庆)	8.2	429				
草甸棕壤 (辽宁)	6.5~6.8	1500				>2000
薄层黑土 (榆树)	6.9			505		3257
中层黑土 (哈尔滨)	7.1			1473		3731
深层黑土 (海伦)	7.0			2221		4052
中性紫色土 (重庆)	6.6	434				
红壤 (岳阳)	5.4~6.0	290				
赤红壤 (广州)	4.5~5.1	300				
砖红壤 (湛江)	5.4~5.8	1492				
红壤 (韶关)	5.0~5.3	357				
潮土 (广州)	4.8~5.4	500				
酸性紫色土 (宜宾)	5.7	255				

注: 资料来源于“土壤环境容量”科技攻关成果。

表 4-16 作物籽粒达标的土壤 As 临界浓度值

Table 4-16 Critical concentration of As in soil when crop seeds are up to par (mg/kg)

土 壤	pH	糙米	冬小麦	春小麦	玉米	大豆
草甸褐土 (北京)	8.0~8.1	67	30			
灰钙土 (甘肃)	8.7			50	67	
潮土 (天津)	8.1	>200	>200		>200	37
草甸棕壤 (辽宁)	6.5~6.8	122				
薄层黑土 (榆树)	6.9			59		49
中层黑土 (哈尔滨)	7.1			57		59
深层黑土 (海伦)	7.0			57		72
黄棕壤 (下蜀)	6.5	56	179			
黄棕壤 (盱眙)	7.2	65	95			
黄棕壤 (孝感)	7.5	76	185			
红壤 (赣南)	5.7	45				
赤红壤 (广州)	4.5~5.1	86				
潮土 (广州)	4.8~5.4	>100				
红壤 (韶关)	5.0~5.3	100				
砖红壤 (湛江)	5.4~5.8	>100				

注: 资料来源于“土壤环境容量”科技攻关成果。

表 4-17 我国主要土壤类型砷元素的临界含量

Table 4-17 Critical concentration of As of main soil types in China (mg/kg)

土壤类型	临界含量	土壤类型	临界含量	土壤类型	临界含量
草甸棕壤	30	红壤	47	黑土	42
草甸褐土	21	红壤性水稻土	45	潮土	35
下蜀黄棕壤	51	赤红壤	38	酸性紫色土	13
盱眙黄棕壤	42	砖红壤	45	中性紫色土	11
孝感黄棕壤	60	灰钙土	25	石灰性紫色土	10

(据土壤环境容量研究组, 1986)

(二) 获取响应关系数据

若评价区已有足够的一系列从土壤 Cd 高值区到低值区的稻米 Cd 含量与土壤 Cd 含量数据, 可直接用于确定评价标准值。若无有关资料, 可按照以下步骤获取稻米 Cd 含量对土壤 Cd 含量的响应关系数据。

第一步: 以评价参考值为基准, 以适当的间隔绘制评价地区的区域地球化学元素等值线图。将与评价参考值上下相邻的两条等值线的值域范围作为评价标准值可能存在的范围; 这两条等值线间的地区, 作为确定评价标准值的重点采样区 (图 4-6)。

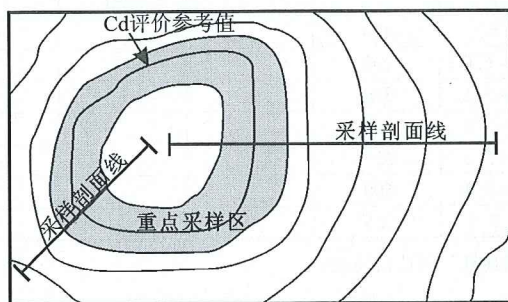


图 4-6 评价参考值等值线与重点采样区

Fig. 4-6 Isopleth and key sampling areas for evaluation reference

第二步: 在上述等值线图上, 从高值区到低值区系统采取水稻籽实-根系土的系列样品。样品布置应考虑以下原则: ①从高值区到低值区布置数条采样剖面线 (带), 以兼顾多个评价指标; ②除采样剖面线 (带) 外, 适量增加散点采样, 以兼顾不同地貌单元、土壤类型及其分布面积; ③建议重点采样区内的采样点占总采样点数的 50% 左右。

第三步: 样品送检。对所有评价指标均进行籽实-根系土的全量测试分析。另外, 建议对根系土的分析增加这些评价指标的相态、价态、有效态分析项目, 以便研究解决评价标准值确定过程中的疑难问题。

(三) 确定评价标准值

确定评价标准值的具体方法, 详见第五章。例如, 根据浙北、浙东地区的稻米与根系土的 175 组实际测试数据, 利用上述方法确定了浙北和浙东地区 Cd 元素评价标准值, 分别为安全界限值 $320\mu\text{g/kg}$ 、基本安全界限值 $560\mu\text{g/kg}$ 和危险界限值 $800\mu\text{g/kg}$ 。

(四) 评价工作步骤

首先利用安全界限值、基本安全界限值和危险界限值对 1:25 万土壤地球化学调查数据逐个进行单指标对比判别,做每个单指标的评价离散图;然后采用“一票否决,区域叠加”方法,获得该地区所有指标的土地生态安全地球化学分级图;最后对评价地区地质、土壤和人类活动影响等进行综合分析,编制评价地区土地生态安全地球化学评价图,并用评价指标对评价分区命名,如 Cd 危险区、Cd-Hg 警戒区等(图 4-7)。

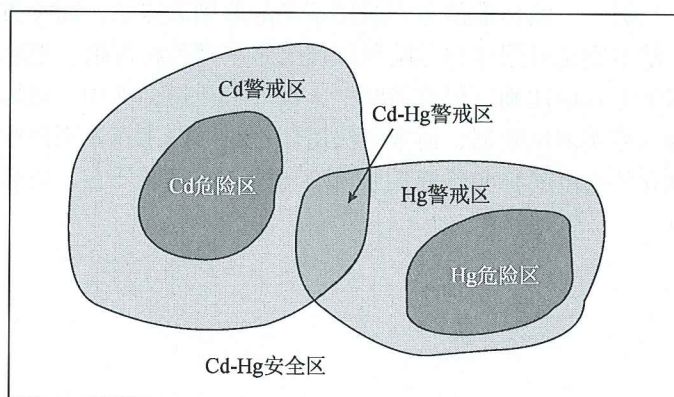


图 4-7 某地区土地安全性评价图

Fig. 4-7 Ecological safety estimation chart for land in certain area

五、评价方法特点

本书中的农业地质地球化学评价方法,关注有害元素的生态效应和危害,选择我国四大粮食作物——水稻、小麦、玉米和大豆作为评价指示作物,评价结果具有实用性和区域对比性,评价得出的危险区、警戒区、基本安全区和安全区可直接用于宏观土地质量管理。

该方法不是针对具体田块和某种农作物(如其他谷物或蔬菜等)的适宜性评价。不同农作物对不同重金属元素具有不同程度的喜好或吸收选择性。区域上的土地生态安全区,若种植某种蔬菜,可能会生产出“超标蔬菜”;区域上某重金属元素的危险区,若改变土地利用方式,如水田改作旱地,也可能变为安全区。因此,农业地质地球化学评价结果也可以服务于农业结构调整。

实际上,土地生态安全性在时空上又是动态可变的。有些重金属元素高值区带,目前虽未产生明显有害的生态效应,但仍然要给予高度关注。因为随着环境条件的改变(如酸沉降造成土地酸化等),可能会触发这些高含量重金属元素更多地进入人类食物链。这些问题可以通过地质环境监测和研究等方法,不断掌握一些重要指标和快速变化指标的时空演化规律,进行土地生态安全性预测预警,服务于国民经济长远规划和社会可持续发展。

与直接采用土壤环境质量标准（GB15618—1995）进行的评价相比，该方法具有以下优点：①注重利用最新实测数据资料，摆脱自然背景和人为活动影响等复杂因素困扰；②从土地系统的功能和作用结果评价土地系统，大大强化了评价结果的实用性；③利用评价地区的实测数据确定评价标准值，其评价结果对评价指示作物而言也是适宜性评价；④利用统计学方法和大量数据资料建立适于区域性的评价方法，对土地生态安全进行了地球化学保障程度分级，利于宏观土地管理。

当然，从评价标准值的确定方法上讲，这两种评价方法的本质区别在于：①土壤环境质量标准的一级、二级、三级标准值分别采用不同的原则和方法，而本方法采用统一方法确定安全界限值、基本安全界限值和危险界限值等系列评价标准值，逻辑上更加严谨、科学；②即使均采用生态效应法确定标准值时，土壤环境质量标准中二级标准的制定采用对照试验取得的土壤—籽实测试数据，而本方法所依据的数据来自于天然状态下土壤—籽实测试数据，由此建立的土壤—籽实响应关系模型反映天然客观实在，所确定的评价标准值无疑更具实用价值。

第五章 应用实例——以浙江省上虞市为例

在省部合作开展的农业地质环境调查工作中,浙江省农业地质环境调查是第一个省部合作调查试点项目,开始工作较早,已经积累了大量的各种调查数据,也取得了一些阶段性成果,为开展深入研究奠定了较好的基础。浙江省上虞市农业地质环境调查与绿色土地资源研究,就是在此基础上开展的示范项目,进一步提高了调查工作精度,浅层土壤调查取样达到1个/ km^2 。

浙江省上虞市地处杭嘉湖平原中部,农业经济相对发达,同时也是农业环境受人类活动影响比较集中的地区,在我国东部沿海地区具有典型代表性。而且,上虞市地貌景观类型丰富,从南向北依次为低山丘陵—河谷盆地—冲海积平原—海涂—浅海,土壤母质来源清楚,侵蚀—堆积地质作用和表生地球化学系统较完整,是开展元素表生地球化学研究和评价工作的较理想地区。

一、研究区概况

(一) 自然地理概况

上虞市地处浙江省东北部、宁绍平原中部、曹娥江下游、杭甬铁路中段,东邻余姚市,南接嵊州市,西连绍兴县,北濒杭州湾,隔水与海盐县相望,素为“九县通衢”之所。介于东经 $120^{\circ}36'23'' \sim 121^{\circ}6'9''$ 、北纬 $29^{\circ}43'38'' \sim 30^{\circ}16'17''$ 之间。市域南北最长60km,东西最宽46km,总面积 1427.5km^2 ,其中钱塘江河口水域 212.3km^2 。该市地处宁绍平原中部,位于上海、杭州、宁波三城市形成的三角地带之中心,直接受到这三个大城市经济发展辐射的影响,水、陆交通十分便利,杭甬铁路、杭甬运河、杭甬高速公路、上三高速公路、104和329国道纵横贯穿全境,3000t级上虞港是杭州湾南岸唯一的出海口。

上虞市地形南高北低,南部低山丘陵与北部平原面积参半,俗称“五山一水四分田”。南部低山丘陵分属两支,东南系四明山余脉,较为高峻,覆卮山海拔861.3m,是全市最高点;西南属会稽山余脉,略为平缓,最高点罗村山海拔390.7m。北部水网平原属宁绍平原范畴,地势低平,平均海拔5m左右。最北端是滨海高亢平原,平均海拔10m左右。由于曹娥江河口与钱塘江河口滩涂不断淤涨,从1969年开始,先后围涂16万余亩。

区内主干河流曹娥江自南而北纵贯全境,是浙江省第四大河,主要支流有小舜江、下管溪、隐潭溪。姚江水系自西向东北贯穿丰惠盆地。主要人工河有萧曹运河、虞甬运河、四十里河、十八里河、百沥河及海涂中心河等。平均年入境水量约 $27.95 \times 10^8\text{m}^3$,是全县水资源总量的3.33倍。主要湖泊有小越湖、破岗泊、白马湖、康家湖、皂立湖、铲还湖、西溪湖、谢憩湖、贺家池(部分水面属绍兴县)等。全市地下水年天然资源量 $1.05 \times 10^8\text{m}^3$,主要分

布于曹娥江中游的河谷地带。

上虞市地处亚热带东亚季风气候区,季风显著,气候温和,四季分明,湿润多雨。因地形复杂,光、温、水地域差异明显,灾害性天气较多,总趋势是洪涝多于干旱。年均气温 16.4℃,无霜期 250d 左右,一般年降雨量 1400mm。另外,上虞市矿产资源丰富,矿藏有铁、锰、铜、铅锌、金银、叶蜡石、萤石、高岭土、石英、白云石、黄铁等,其中叶蜡石估计蕴藏量 $200 \times 10^4 \text{t}$,已有 20 余年的开采历史。

(二) 地质环境概况

上虞市处于华南地块北缘、扬子地块南缘、江山-绍兴大断裂两侧。由于其所处的特殊大地构造位置,决定了其与众不同的地质构造演化发展历史,形成了今天独特的地质、地貌景观和南高北低阶梯状地貌分布特征。

1. 地层

上虞市域地层发育不全,元古宇的震旦系,古生界的寒武、奥陶、志留、泥盆、二叠系整体缺失,出露地层有前震旦系、石炭系、三叠系、侏罗系、白垩系和第四系,属于华南地层区(浙东南区)和江南地层区(浙西北区)。

元古宇:出露地层为陈蔡群下吴宅组(Pt_{rw}),系一套变质程度较深的岩石组合,由黑云斜长角闪岩、浅粒岩、变粒岩、黑云片岩以及各种混合质岩石组成。主要分布于丁宅、章镇一带。

古生界:出露有限,仅为下石炭统叶家塘组(C_1y)一个地层系统,其为一套白色含砾石英砂岩、灰黑色砂质泥岩、炭质泥岩。分布于东关、长塘附近。

中生界:出露最为广泛,有三叠系、中侏罗统、白垩系三个地层系统。

1) 上三叠统乌灶组(T_3w),由灰白色石英细砂岩、黑色粉砂岩、泥岩夹细砾岩组成,以含丰富的各类矿物为其主要特征,产较丰富植物类化石和海相瓣鳃类化石。在章镇铜山湖一带有零星出露。

2) 中侏罗统马涧组(J_2m),主要由黄褐、黄绿色含砾石英岩夹薄层粉砂岩、泥岩、炭质泥岩等组成。孤立地出露于丰惠镇任岙西北,面积小于 0.5km^2 。晚中生代下白垩统在项目区内出露主要为磨石山群中的大爽组、高坞组、西山头组、九里坪组,其中茶湾组和祝村组在区内缺失,另外浙西北地层区建德群中的黄尖组在区内杜浦一带也有零星出露。

3) 下白垩统大爽组(K_1d),下部为中性、中酸性火山岩夹沉积岩,上部为酸性火山碎屑岩夹英安岩、凝灰质砂岩。出露于章镇张村—清潭一带。

4) 下白垩统高坞组(K_1g),为一套酸、中酸性火山碎屑岩夹少量沉积岩系,岩性单一,厚层块状,多具晶屑塑变结构,石英长石晶屑含量高达 30%~70%,风化后常形成盾形山顶、陡峭山谷。本组主要出露于岭南乡石阔、西里、汤浦镇下漳以及东北部地驿亭镇贾家一带。

5) 下白垩统西山头组(K_1x),为酸性火山碎屑岩夹少量中酸性熔岩以及沉积岩,成层性较好。主要出露于驿亭镇叙家岙、夏家、章镇西边石龙山、长塘镇罗家村一带。

6) 下白垩统建德群黄尖组(K_1h),为酸性熔岩,上、下部有少量火山碎屑岩,偶夹沉积岩,杜浦一带零星出露。

7) 下白垩统磨石山群九里坪组 (K_{1j}), 为一套酸性熔岩, 局部夹沉凝灰岩、沉积岩以及酸性火山碎屑岩。主要分布于五龙山以北地段以及萝岩山、兰芎山一带。

8) 下白垩统馆头组 (K_{1g}), 为杂色砂岩、泥岩、硅质岩夹火山碎屑岩、安山岩。出露于陈溪乡旧宅和岭南乡油竹坪一带, 厚度变化大。

9) 下白垩统朝川组 (K_{1c}), 系一套紫红色碎屑沉积岩夹少量火山岩。

新生界: 项目区新生界出露地层主要有第三系嵊县组 (N_2s) 和第四系松散沉积物。

1) 上新统嵊县组 (N_2s), 岩性有浅灰色泥岩、粉砂岩以及粉砂质泥岩, 产植物化石。中部和底部见有 1~3 层橄榄玄武岩、橄榄拉斑玄武岩、玄武玢岩, 偶见褐煤及含砾泥岩。分布于江山、滨笕等地。

2) 中更新统前港组 (Q_{2q}), 主要为滨海相夹河湖相沉积, 岩性由粉土质亚粘土、网格状红土、粘土、粉土质亚粘土组成。呈带状分布于萝岩山下竺朗畈一带。

3) 上更新统有东浦组 (Q_{3d}), 为滨海相沉积, 局部为海陆混合相和陆相沉积, 以粉质粘土、亚粘土为主, 间夹粉土质亚粘土。出露于百官、丰惠、永和镇万岙村附近。

4) 上更新统宁波组 (Q_{3n}), 为滨海相沉积, 局部为潟湖、河流沉积, 以黄褐色粉土质亚粘土为主, 夹灰色淤泥质粉土质亚粘土、亚砂土。出露于百官、丰惠、永和镇万岙村附近。

5) 全新统镇海组 (Q_{4z}) 和鄞江桥组 (Q_{4y}), 两组岩性相近, 以灰黄色粉质粘土、亚粘土、淤泥质粘土、黑色泥炭、沙砾层为主。分布于北部平原以及山谷河床、河漫滩等处。

2. 岩石

火山岩: 中生代火山活动最为活跃, 属浙东南火山活动区、龙泉—奉化活动带内, 主要受区域性基底断裂构造控制。境内中生代火山岩分布约占陆地面积的 65% 以上, 其喷出岩以酸性、中酸性岩类为主, 中基性少见。活动时代及程度, 以燕山期旋回晚侏罗世最为发育, 晚白垩世及喜马拉雅期旋回渐趋尾声, 喷出岩均系陆相火山岩系, 浅成相及超浅成相的次火山岩至今尚未发现。

侵入岩: 岩浆的侵入活动较为活跃, 不但有晋宁期的岩浆侵入, 而且燕山期的岩浆侵入也颇频繁。整个上虞市共有大小岩体 19 个, 出露面积 82.49km², 占陆地面积的 8% 左右。依据区域性资料 and 同位素绝对年龄, 岩浆侵入活动分为 3 期 5 次。主要岩性有: 花岗斑岩、二长花岗岩、花岗岩、钾长花岗斑岩、石英闪长岩、闪长岩、混合花岗岩等。另外脉岩体在区内岭南一带侵入岩体中也有出露, 属中、酸性, 呈北东向展布, 岩性一般为花岗斑岩、流纹斑岩、石英霏细斑岩等, 主要侵入于早白垩世地层中。

变质岩: 为陈蔡群下吴宅组 (Pt_{xw}), 属变质程度较深的副变质岩类。主要出露于章镇、丁宅一带, 主要有黑云斜长角闪片岩, 由石英、斜长石、黑云母、钾长石、白云母、辉石、角闪石等矿物组成, 呈片麻状构造; 以及黑云片岩和混合岩化变质岩等。

3. 构造

地质构造十分复杂, 构成了以江山—绍兴深大断裂为界的两个一级大地构造单元。深大断裂西北隅 (今道墟、崧厦一带), 为扬子准地台; 深大断裂东南 (今小越、丰惠、章镇、下管、百官及东关一部分), 为华南褶皱系。自元古宙以来, 本区地壳运动经历了地槽—地台—陆缘三大阶段及晋宁、加里东、印支、燕山、喜马拉雅山等五个构造旋回, 其

中以燕山运动旋回尤为突出，断块活动极为活跃，并伴有强烈的岩浆侵入和火山喷发活动。

各级断裂构造极为发育，有江山—绍兴、丽水—上虞深大断裂及伴随的次一级北东向、北西向大断裂和一般性断裂。另外在横塘有“山”字型构造发育，其两翼分别位于驿亭和横塘的徐家岙，弧顶位于横塘，沿山字型构造有一组放射状断裂和弧形走向断裂，构成了规模小、倾角陡的高角度的压性、张性断裂组。褶皱仅见于五夫陈蔡群变质地层中，属紧密线型褶皱。

4. 地球物理地球化学背景

浙江省区域地层岩石地球物理地球化学参数研究表明，虞北平原区为低密度、低磁性、中电性，虞南低山丘陵区为中密度、中磁性、高电性特征。根据区域地球化学元素的元素簇团的空间分区组合特征，浙江省内共分为5个构造地球化学区，上虞处于衢州—宁波板片区内，整体地球化学特征为，虞北平原区富Ca、Mg，低K、Na，虞南低山丘陵区富K、Zr、Si，有Au、Pb、Zn富集异常区，贫轻稀土元素。

(三) 社会经济发展概况

新中国成立前，上虞在浙江省内属于穷县。至新中国成立前，抗日战争中拆毁的铁路尚未能修复，公路通车里程仅62km。与人民生命财产关系重大的江海堤防工程，只有百沥、萧绍、浙东、沙湖4条能勉强抵御一般年份的洪潮，其余堤埂“只能御霉汛，不足抵秋洪”。工农业生产落后，人民生活贫困。新中国成立后，在中国共产党和人民政府领导下，物质文明和精神文明建设取得了巨大成就。目前，上虞交通便利，经济发达，跨入了全国先进县行列。

上虞市隶属绍兴市，全市共辖18个乡镇、3个街道，其中12个建制镇，6个乡。市区由曹娥江西岸的上虞市经济开发区、曹娥江街道、东关街道和曹娥江东岸的百官街道组成。全市总人口约77.35万，人口密度约636人/km²。经济基础较为扎实，1992年以来连续三次荣获全国农村综合实力百强县（市）称号。

新中国成立50多年来，全市进行了大规模的农田基本建设，兴建中小型水库52座，总建库容3411×10⁴m³，有效灌溉面积达到38730hm²，占耕地总面积的98%，当地劳动力资源不仅数量较多（农业人口63.19万，占全市总人口的81.7%），而且因为具有悠久的农作物栽培历史，生产经验丰富，劳动力素质也较高，涌现了大批的种田能手和能工巧匠，这对当地农村经济发展起到了有力的推动作用。

上虞农业资源丰富。全市现有60万亩耕地，76万亩林地，26万亩海涂，山海田资源丰富。近年来，通过开发现有资源优势，按照市场需求和布局区域化、品种名优化、生产规模化，大力发展高附加值、高商品率、高竞争力的特色农业，基本形成了有特色的区域化格局：虞北出口蔬菜、水产、葡萄；虞中种植蔬菜、花卉；虞南产林、茶、果特产。建成了100个优高农业（专业）示范村，形成了葡萄、板栗、杨梅、青梅、花卉、畜禽、蔬菜、竹笋、特种水产等名优特农产品基地，建办了近200家农业龙头企业和农产品加工企业、4个农产品批发交易市场和10多个农产品产地市场，农业发展正形成产加销一条龙、贸工农一体化的产业化经营格局。

上虞市农业产业结构正在不断调整，农业适用科技日益推广，农业基本建设和农业产

业化经营步伐不断加快,粮经比例趋于合理,已初步形成以种植业为主,农、林、牧、副、渔各业全面发展,粮、棉、油、茶、茧持续增产的格局。2002年,全县农民人均纯收入5872元,比上年增长5.5%,生活水平得到了明显的提高,有力地促进了农业与农村经济的发展。

上虞市工业门类齐全,结构合理,机电、轻纺、化工、建材四大行业成为支柱产业。“阳光”牌节能灯、“上风”牌风机、“联丰”牌玻璃钢冷却塔、“女儿红”黄酒等一批优质产品在国际市场享有较高声誉。外向经济发展迅猛,年外贸出口总额达37.29亿元。合作范围从纺织、服装发展到机械、化工、电子、五金、建材、通信设备及开发农业。随着工业经济的发展,上虞市第三产业发展也出现了良好的态势。

据统计,上虞市2002年国内生产总值为164.94亿元,比上年增长11.9%。人均国内生产总值2万元。工农业生产总值467.76亿元,农业总产值30.78亿元。三种产业结构为11.6:58.6:29.8,随着产业结构的调整,经济结构逐渐趋向合理。

二、土地生态安全性评价

为了对浙江上虞土地质量安全性进行区域性评价,作者选择了本区大面积种植的水稻作为评价指示作物。评价指标选择Cd、Hg、Pb、As、Cr、Cu、Zn、Se等8种元素指标。评价的源标准采用国家食品卫生标准(表5-1)。

表5-1 8种评价指标的国家食品限量卫生标准一览表

Table 5-1 The indexes of National limited sanitary standards for estimating food

指标	粮食	标准/(mg·kg ⁻¹)	标准号	标准名称	备注
Cd	大米	≤0.2	GB15201—94	食品中镉限量卫生标准	卫生部
Hg	成品粮	≤0.02	GB2762—94	食品中汞允许量标准	卫生部
Pb	粮食	≤0.4	GB14935—94	食品中铅限量卫生标准	卫生部
As	粮食	≤0.7	GB4810—94	食品中砷限量卫生标准	卫生部
Cr	粮食	≤1.0	GB14961—94	食品中铬限量卫生标准	卫生部
Cu	粮食	≤10	GB15199—94	食品中铜限量卫生标准	卫生部
Zn	粮食	≤50	GB13106—91	食品中锌限量卫生标准	卫生部
Se	成品粮	≤0.3	GB13105—91	食品中硒限量卫生标准	卫生部

(一) 确定评价标准值

浙江上虞境内采取稻米-根系土配套样品26组,另外在浙江东部沿海平原区、浙江北部平原其他地区还采集稻米-根系土配套样品156组,因此,在浙江省平原(盆地)区可用于确定评价标准值的原始数据共有182组。

1. Cd

从稻米-根系土Cd数据分布图(图5-1)可以看出,土壤中Cd含量分布范围为95~2059μg/kg,相应的稻米中Cd含量分布范围为3.7~371.3μg/kg。显然,根据如此分

布的 182 组数据建立稻米 Cd 与土壤 Cd 的相关分析是不合适的。从图中可以看出，其中 96.15% 的数据组（175 组）集中分布在土壤 Cd 含量为 95 ~ 608 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 范围内、稻米 Cd 含量为 3.7 ~ 189.6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 范围内，且其相关趋势比较显著，因此，本书试图利用较集中分布的 175 组数据以《食品中镉限量卫生标准（GB15201—94）》规定的大米 Cd 最高限量 200 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 确定评价标准值。

图 5-2 是浙江北部及东部地区 175 组稻米 Cd - 根系土 Cd 的分布及回归分析。从图 5-2 中可以看出，回归方程和其构造的 95% 的置信区间，未能很好地反映这组数据的数量关系特征，主要原因在于这组数据在低值区段极为密集，结果是在采用最小二乘法使残差平方和达到最小的计算中，这些数据的残差占据了明显优势，而这是由于原始数据分布造成的。为了消除这方面的影响，本书采用了聚类分析方法，将密集数据按聚类分组合并构造出一组能代表原始数据特征的新的数据组，并进行了构造数据组的代表性比较试验。代表性比较试验是将原始数据按数据相近程度构造成一系列新的数据组，并分别进行回归分析，观察回归方程对数据特征的逼近程度。图 5-3、图 5-4、图 5-5、图 5-6、图 5-7、图 5-8、图 5-9、图 5-10、图 5-11，分别为 160 组、140 组、120 组、100 组、90 组、80 组、70 组、50 组和 30 组构造数据的分布及相关关系图。

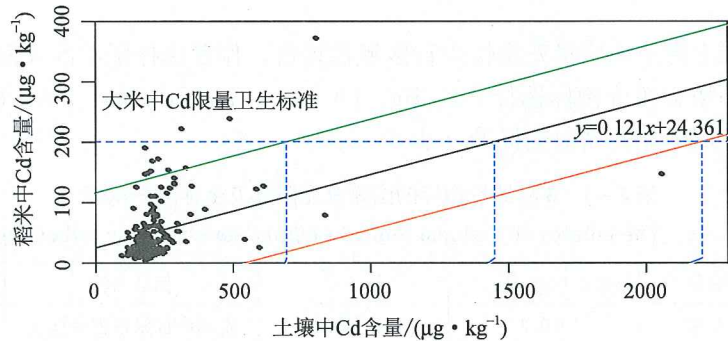


图 5-1 浙江省北部及东部地区稻米 - 根系土 Cd 分布（182 组数据）

Fig. 5-1 Cd distribution (182 groups of data) chart for rice-root soil in the north and east area of Zhejiang Province

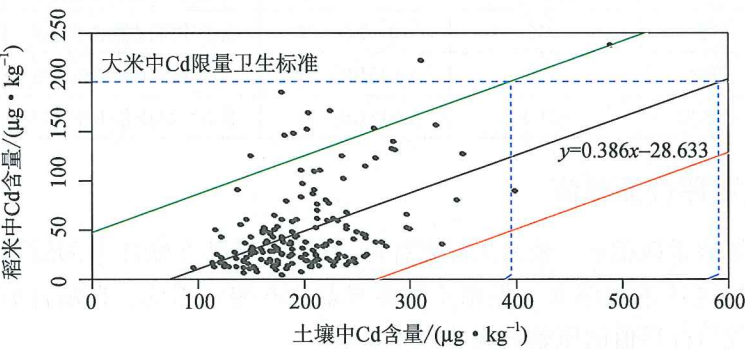


图 5-2 浙江省北部及东部地区稻米 - 根系土 Cd（175 组数据）分布

Fig. 5-2 Cd distribution (175 groups of data) chart for rice-root soil in the north and east area of Zhejiang Province

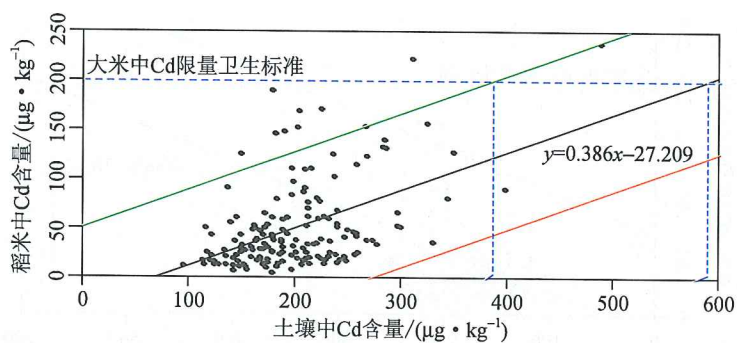


图 5-3 浙江省北部及东部地区稻米-根系土 Cd (160 组构造数据) 分布
Fig. 5-3 Cd distribution (160 groups of data) chart for rice-root soil in the north and east area of Zhejiang Province

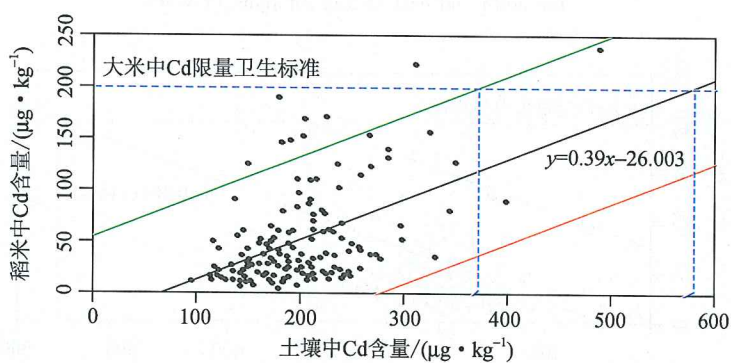


图 5-4 浙江省北部及东部地区稻米-根系土 Cd (140 组构造数据) 分布
Fig. 5-4 Cd distribution (140 groups of data) chart for rice-root soil in the north and east area of Zhejiang Province

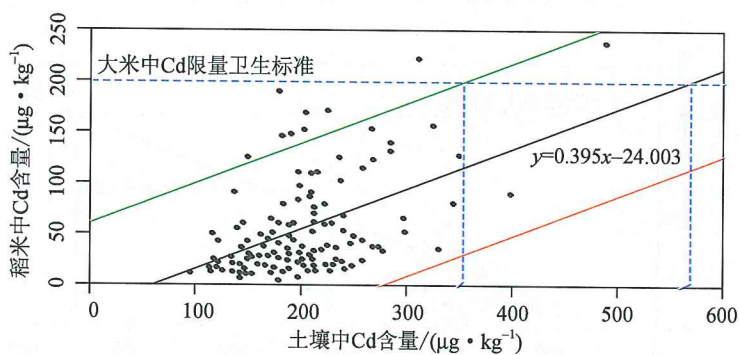


图 5-5 浙江省北部及东部地区稻米-根系土 Cd (120 组构造数据) 分布
Fig. 5-5 Cd distribution (120 groups of data) chart for rice-root soil in the north and east area of Zhejiang Province

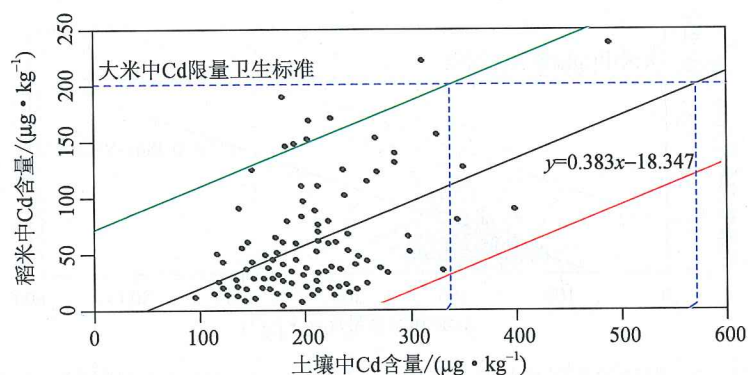


图 5-6 浙江省北部及东部地区稻米-根系土 Cd (100 组构造数据) 分布
Fig. 5-6 Cd distribution (100 groups of data) chart for rice-root soil
in the north and east area of Zhejiang Province

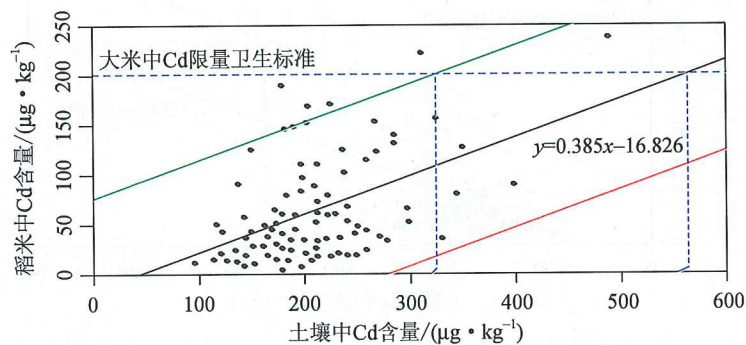


图 5-7 浙江省北部及东部地区稻米-根系土 Cd (90 组构造数据) 分布
Fig. 5-7 Cd distribution (90 groups of data) chart for rice-root soil
in the north and east area of Zhejiang Province

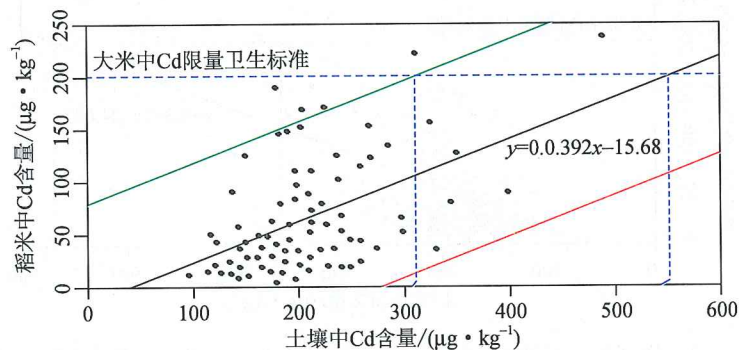


图 5-8 浙江省北部及东部地区稻米-根系土 Cd (80 组构造数据) 分布
Fig. 5-8 Cd distribution (80 groups of data) chart for rice-root soil
in the north and east area of Zhejiang Province

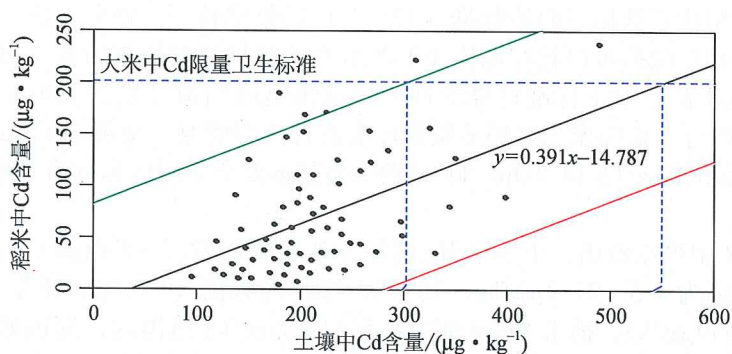


图 5-9 浙江省北部及东部地区稻米-根系土 Cd (70 组构造数据) 分布
Fig. 5-9 Cd distribution (70 groups of data) chart for rice-root soil
in the north and east area of Zhejiang Province

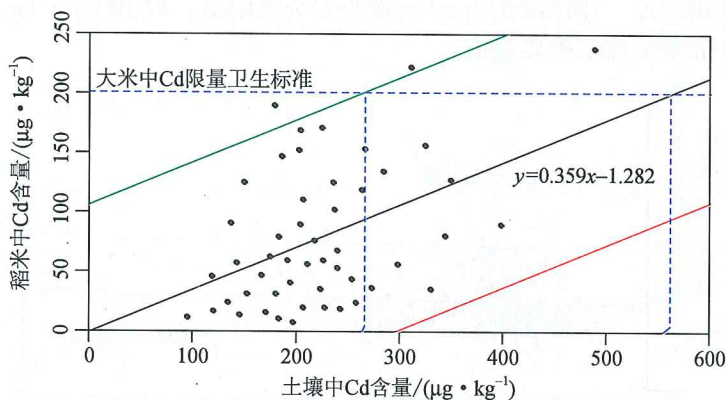


图 5-10 浙江省北部及东部地区稻米-根系土 Cd (50 组构造数据) 分布
Fig. 5-10 Cd distribution (50 groups of data) chart for rice-root soil
in the north and east area of Zhejiang Province

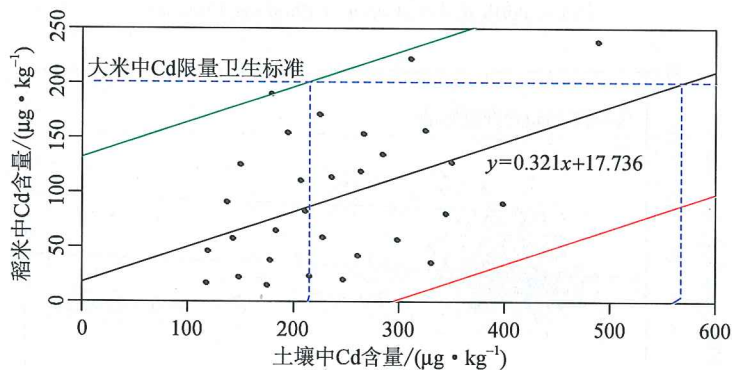


图 5-11 浙江省北部及东部地区稻米-根系土 Cd (30 组构造数据) 分布
Fig. 5-11 Cd distribution (30 groups of data) chart for rice-root soil
in the north and east area of Zhejiang Province

通过对 90 组构造数据与原始数据 (175 组) 的数据特征、回归方程、置信区间的比较, 认为 90 组构造数据可以较好地代表 175 组原始数据组的数据特征, 可以用其确定评价标准值。由 Cd 食品卫生标准计算的回归值或推测回归值分别为 $324\mu\text{g}/\text{kg}$ 、 $563\mu\text{g}/\text{kg}$ 和 $802\mu\text{g}/\text{kg}$ 。综合考虑国家土壤环境质量标准及其使用情况, 建议取 $320\mu\text{g}/\text{kg}$ 作为本区安全界限值, 取 $560\mu\text{g}/\text{kg}$ 和 $800\mu\text{g}/\text{kg}$ 分别作为基本安全界限值和危险界限值。

2. Hg

从图 5-12 中可以看出, 土壤中 Hg 含量分布范围为 $42.7 \sim 530\mu\text{g}/\text{kg}$, 相应的稻米中 Hg 含量分布范围为 $4.5 \sim 27.2\mu\text{g}/\text{kg}$; 其中 99.45% 的数据 (181 组) 集中分布在土壤 Hg 含量为 $42.7 \sim 530\mu\text{g}/\text{kg}$ 、稻米 Hg 含量为 $4.5 \sim 16.7\mu\text{g}/\text{kg}$ 范围内, 远远低于卫生部颁发的《食品中汞允许量标准 (GB2762—94)》规定的粮食 Hg 最高限量 $20\mu\text{g}/\text{kg}$ 。说明, 当土壤中 Hg 含量低于 $530\mu\text{g}/\text{kg}$ 时, 其上生产的稻米 Hg 指标是安全的, 保障程度达 99% 以上。若根据 181 组稻米 Hg—土壤 Hg 数据 (图 5-13), 推测回归值分别为 $2222\mu\text{g}/\text{kg}$ 、 $3932\mu\text{g}/\text{kg}$ 和 $5642\mu\text{g}/\text{kg}$, 远远高于本地区实测数据范围。因此, 综合考虑国家土壤环境质量标准及其使用情况, 建议取 $530\mu\text{g}/\text{kg}$ 作为安全界限值, 取 $1000\mu\text{g}/\text{kg}$ 、 $1500\mu\text{g}/\text{kg}$ 分别作为基本安全界限值和危险界限值。

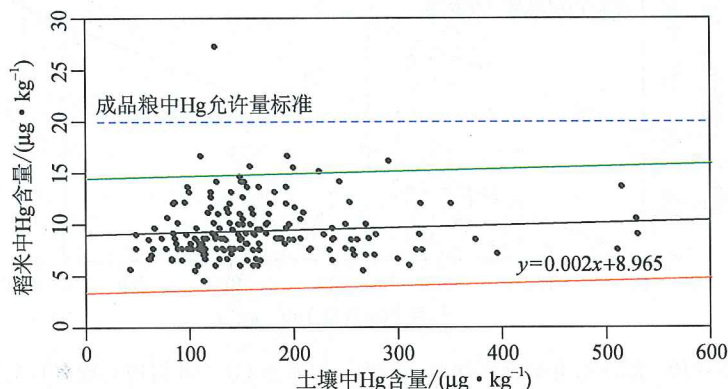


图 5-12 浙江省北部及东部地区稻米—根系土 Hg (182 组数据) 分布
Fig. 5-12 Hg distribution (182 groups of data) chart for rice-root soil in the north and east area of Zhejiang Province

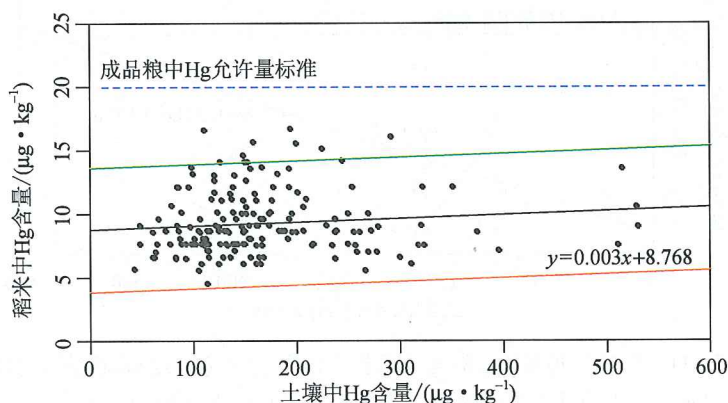


图 5-13 浙江省北部及东部地区稻米—根系土 Hg (181 组数据) 分布
Fig. 5-13 Hg distribution (181 groups of data) chart for rice-root soil in the north and east Area of Zhejiang Province

3. Pb

从图 5-14 中可以看出, 土壤中 Pb 含量分布范围为 17.6 ~ 427 mg/kg, 稻米中 Pb 含量分布范围为 0.17 ~ 1.95 mg/kg, 其中 97.25% 的数据 (177 组) 集中分布在土壤 Pb 含量为 17.6 ~ 73.9 mg/kg、稻米 Pb 含量为 0.17 ~ 1.95 mg/kg 范围内。此时, 97.18% 的数据组中稻米 Pb 含量高于或远远高于卫生部颁发的《食品中铅限量卫生标准 (GB14935—94)》规定的粮食 Pb 最高限量 0.4 mg/kg。显然, 根据上述集中分布的 177 组数据计算得到的安全界限值、基本安全界限值和危险界限值 (图 5-15) 远远低于《土壤环境质量标准 (GB15618—1995)》。产生这一结果的原因可能有: ①土壤环境质量标准中二级标准的制定依据来自对照试验数据, 而本书中的数据来自天然状态下的测试数据, 这也说明用对照试验模拟天然状态会出现很大偏差; ②本区天然状态下土壤 Pb 可能不是稻米 Pb 的主要来源, 而这与已有研究结论相悖。

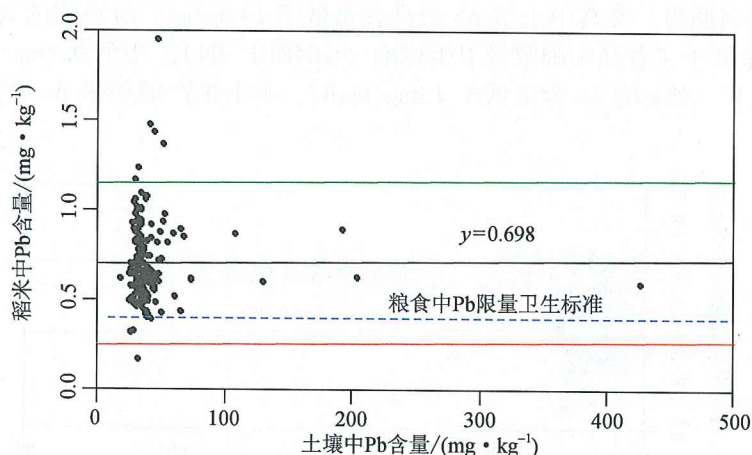


图 5-14 浙江省北部及东部地区稻米-根系土 Pb (182 组数据) 分布

Fig. 5-14 Pb distribution (182 groups of data) chart for rice-root soil in the north and east area of Zhejiang Province

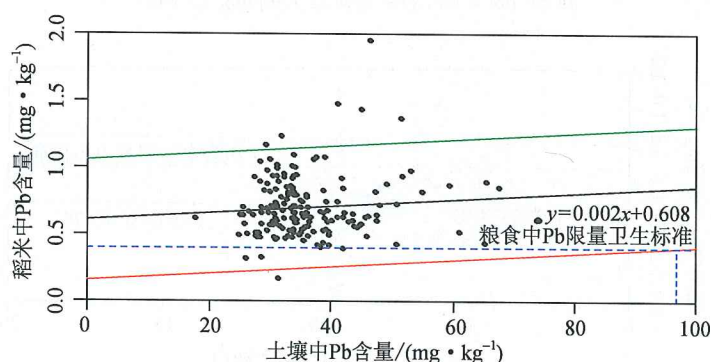


图 5-15 浙江省北部及东部地区稻米-根系土 Pb (177 组数据) 分布

Fig. 5-15 Pb distribution (177 groups of data) chart for rice-root soil in the north and east area of Zhejiang Province

鉴于在广大的浙江平原 (盆地) 区, 当地居民在长期食用其上生产的稻米尚未发现大量发 Pb 和血 Pb 异常累计的情况, 本书暂时采用《土壤环境质量标准 (GB15618—

1995)》中的 Pb 标准作为评价标准,并把土壤 Pb 含量为 35mg/kg 定义为安全界限值;把土壤 Pb 含量为 250mg/kg、300mg/kg、350mg/kg 分别定义为 pH 值小于 6.5、6.5~7.5、大于 7.5 情况下的基本安全界限值;把 pH 值小于 6.5 情况下的土壤 Pb 含量 500mg/kg 定义为危险界限值。

4. As

从图 5-16 中可以看出,土壤 As 含量范围为 1.87~76.2mg/kg, 稻米 As 含量范围为 0.074~1.101mg/kg, 其中 96.15% 的数据(175 组)集中分布在土壤 As 含量 1.87~14.89mg/kg、稻米 As 0.074~1.09mg/kg 范围内。集中分布的 175 组稻米 As-土壤 As 数据(图 5-17)具有以下特点:①稻米 As 含量不随土壤 As 含量的变化而变化,这与对照试验的研究结果(表 4-11)不同。在土壤环境质量研究组的试验中,从北方到南方的不同地区,不论草甸褐土、草甸棕壤、黄棕壤,还是红壤、赤红壤、砖红壤,试验组中稻米 As 含量均高于对照组。②其中土壤 As 最高含量低于 15mg/kg,所对应的 89.71% 的数组中稻米 As 含量低于《食品中砷限量卫生标准(GB4810-94)》中的 0.7mg/kg。这说明在 90% 的置信度下,当土壤 As 含量低于 15mg/kg 时,其上生产的稻米 As 含量符合国家食品卫生标准。

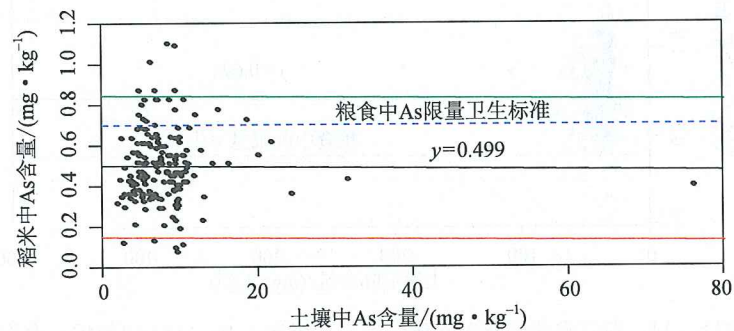


图 5-16 浙江省北部及东部地区稻米-根系土 As (182 组数据) 分布
Fig. 5-16 As distribution (182 groups of data) chart for rice-root soil in the north and east area of Zhejiang Province

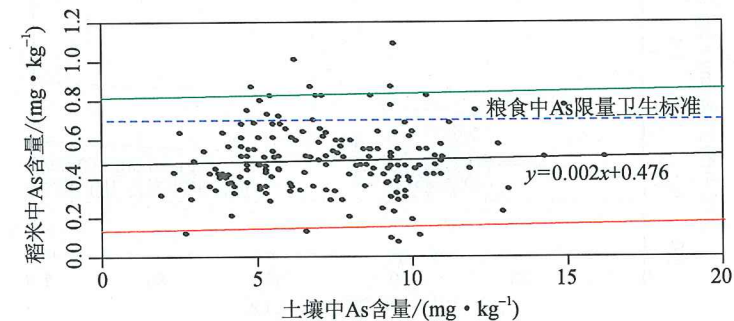


图 5-17 浙江省北部及东部地区稻米-根系土 As (175 组数据) 分布
Fig. 5-17 As distribution (175 groups of data) chart for rice-root soil in the north and east area of Zhejiang Province

考虑到土壤 As 含量 15mg/kg 恰好也是土壤环境质量标准中的自然背景值,本书建议采用《土壤环境质量标准(GB15618-1995)》中的水田 As 含量标准作为评价标准,并将土

壤 As 含量 15mg/kg 定义为安全界限值；把土壤 As 含量 30mg/kg、25mg/kg、20mg/kg 分别定义为 pH 值小于 6.5、6.5 ~ 7.5、大于 7.5 情况下的基本安全界限值；把 pH 大于 6.5 情况下的土壤 As 含量 30mg/kg 定义为危险界限值。

5. Cr

从图 5-18 中可以看出，土壤 Cr 含量范围为 20.9 ~ 105.7mg/kg，稻米 Cr 含量范围为 0.05 ~ 62.83mg/kg，其中 98.35% 的数据（179 组）集中分布土壤 Cr 含量 20.9 ~ 103.7mg/kg、稻米 Cr 含量 0.05 ~ 5.74mg/kg 范围内（图 5-19）。集中分布的 179 组稻米 Cr-土壤 Cr 数据（图 5-19）具有以下特点：①稻米 Cr 含量不随土壤 Cr 含量的变化而变化，这与前人的研究结果相悖（包括对照试验和江苏淮安绿色食品基地采样测试），需要进一步分析研究其中原因；②稻米 Cr 含量超过国家《食品中铬限量卫生标准》中的 1.0mg/kg 的 58 组数据的土壤 Cr 含量范围也为 20.9 ~ 103.7mg/kg，就是说稻米超标数据

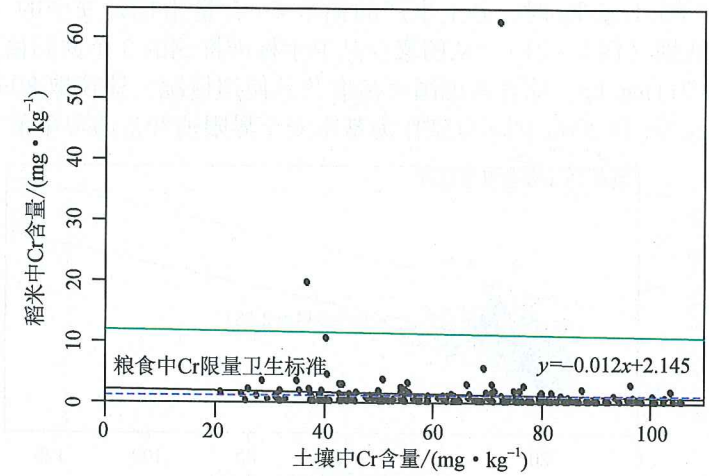


图 5-18 浙江省北部及东部地区稻米-根系土 Cr (182 组数据) 分布
Fig. 5-18 Cr distribution (182 groups of data) chart for rice-root soil in the north and east area of Zhejiang Province

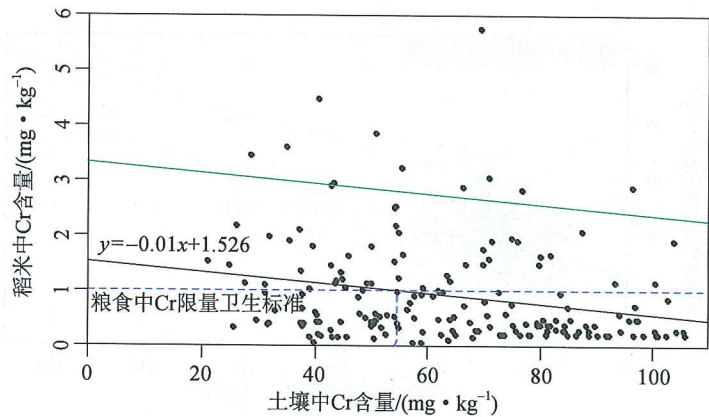


图 5-19 浙江省北部及东部地区稻米-根系土 Cr (179 组数据) 分布
Fig. 5-19 Cr distribution (179 groups of data) chart for rice-root soil in the north and east area of Zhejiang Province

组中土壤 Cr - 稻米 Cr 也不存在正相关统计关系。

但鉴于长期生活于广大的浙江平原（盆地）区上的居民，并未发现与高 Cr 有关的健康问题，本书暂时采用《土壤环境质量标准（GB15618—1995）》中的水田 Cr 标准作为评价标准，并把土壤 Cr 含量 90mg/kg 定义为安全界限值；把土壤 Cr 含量 250mg/kg、300mg/kg、350mg/kg 分别定义为 pH 值小于 6.5、6.5 ~ 7.5、大于 7.5 情况下的基本安全界限值；把 pH 值小于 6.5 情况下的土壤 Cr 含量 400mg/kg 定义为危险界限值。

6. Cu

从图 5-20 中可以看出，土壤中 Cu 含量分布范围为 11.7 ~ 83.1mg/kg，稻米中 Cu 含量分布范围为 1.29 ~ 9.8mg/kg，其中 99.45% 的数据（181 组）集中分布在土壤 Cu 含量 11.7 ~ 83.1mg/kg、稻米 Cu 含量 1.29 ~ 7.99mg/kg 范围内，远远低于卫生部颁发的《食品中铜限量卫生标准（GB15199—94）》规定的粮食 Cu 最高限量 10mg/kg。这说明，当土壤中 Cu 含量低于 83.1mg/kg 时，其上生产的稻米 Cu 含量指标是安全的。根据 181 组稻米 Cu - 土壤 Cu 数据（图 5-21），从国家食品卫生标准推测的 3 个回归值分别为 120 mg/kg、165mg/kg 和 211mg/kg。综合考虑国家标准及其使用情况，建议取 80mg/kg 作为安全界限值，取 120mg/kg 和 200mg/kg 分别作为基本安全界限值和危险界限值。

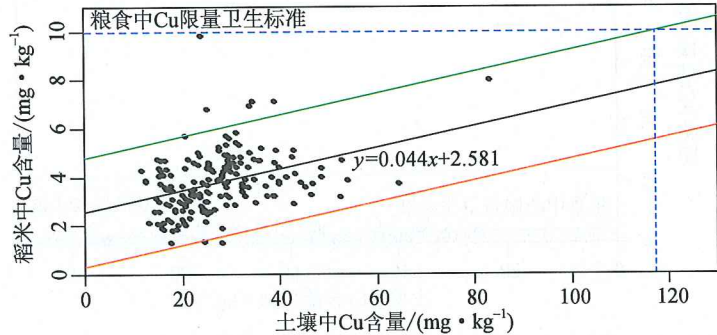


图 5-20 浙江省北部及东部地区稻米 - 根系土 Cu（182 组数据）分布

Fig. 5-20 Cu distribution (182 groups of data) chart for rice-root soil in the north and east area of Zhejiang Province

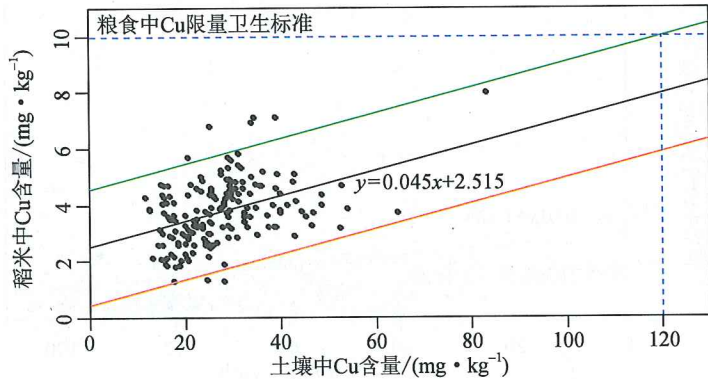


图 5-21 浙江省北部及东部地区稻米 - 根系土 Cu（181 组数据）分布

Fig. 5-21 Cu distribution (181 groups of data) chart for rice-root soil in the north and east area of Zhejiang Province

7. Zn

从图 5-22 中可以看出, 土壤中 Zn 含量分布范围为 38.7 ~ 467.1 mg/kg, 稻米中 Zn 含量分布范围为 7.2 ~ 67.07 mg/kg, 其中 98.90% 的数据 (180 组) 集中分布在土壤 Zn 含量 38.7 ~ 200 mg/kg、稻米 Zn 含量 7.2 ~ 40 mg/kg 范围内, 远远低于卫生部颁发的《食品中锌限量卫生标准 (GB13106—91)》规定的粮食 Zn 最高限量 50 mg/kg。这说明, 当土壤中 Zn 含量低于 200 mg/kg 时, 其上生产的稻米 Zn 含量指标是安全的。根据由 180 组稻米 Zn—土壤 Zn 数据聚类合并的构造数据组 (图 5-23) 推测的 3 个回归值分别为 259 mg/kg、524 mg/kg 和 789 mg/kg。综合考虑国家标准及其使用情况, 建议取 200 mg/kg 作为安全界限值, 取 300 mg/kg 和 500 mg/kg 分别作为基本安全界限值和危险界限值。

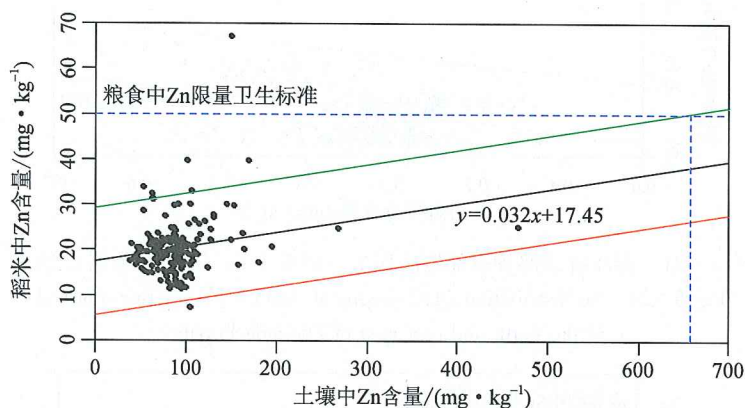


图 5-22 浙江省北部及东部地区稻米—根系土 Zn (182 组数据) 分布

Fig. 5-22 Zn Distribution (182 groups of data) chart for rice-root soil in the north and east area of Zhejiang Province

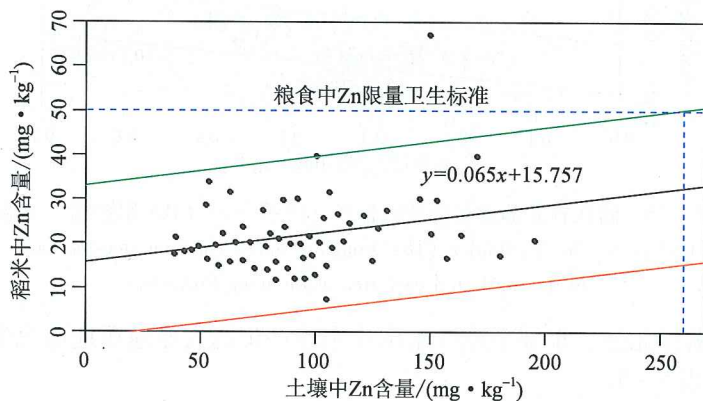


图 5-23 浙江省北部及东部地区稻米—根系土 Zn (60 组构造数据) 分布

Fig. 5-23 Zn distribution (60 groups of data) chart for rice-root soil in the north and east area of Zhejiang Province

8. Se

从图 5-24 中可以看出, 土壤中 Se 含量分布范围为 0.124 ~ 0.642 mg/kg, 稻米中 Se 含量分布范围为 0.011 ~ 0.311 mg/kg, 其中 99.45% 的数据 (181 组) 集中分布在土壤 Se 含量 0.124 ~ 0.642 mg/kg、稻米 Se 含量 0.011 ~ 0.133 mg/kg 范围内, 远远低于卫生部颁

发的《食品中硒限量卫生标准（GB13105—91）》规定的粮食 Se 最高限量 0.3mg/kg。说明当土壤中 Se 含量低于 0.64mg/kg 时，其上生产的稻米 Se 含量指标是安全的。根据 181 组稻米 Se—土壤 Se 数据（图 5-25），推测的 3 个回归值分别为 2.21mg/kg、2.80mg/kg 和 3.39mg/kg。综合考虑有关 Se 生态效应的文献资料，建议取 0.60mg/kg 作为安全界限值，取 2.0mg/kg 和 3.0mg/kg 分别作为基本安全界限值和危险界限值。

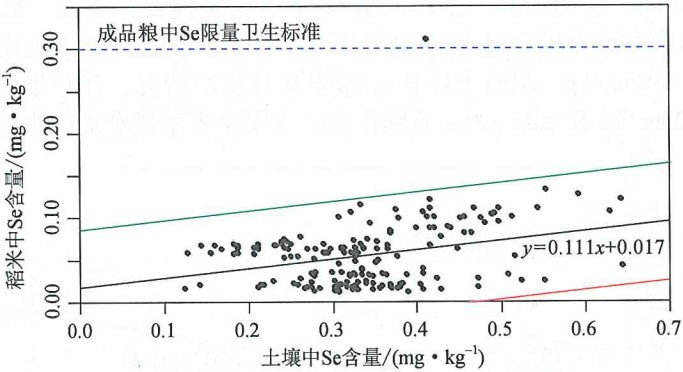


图 5-24 浙江省北部及东部地区稻米—根系土 Se（182 组数据）分布
Fig. 5-24 Se distribution (182 groups of data) chart for rice-root soil in the north and east area of Zhejiang Province

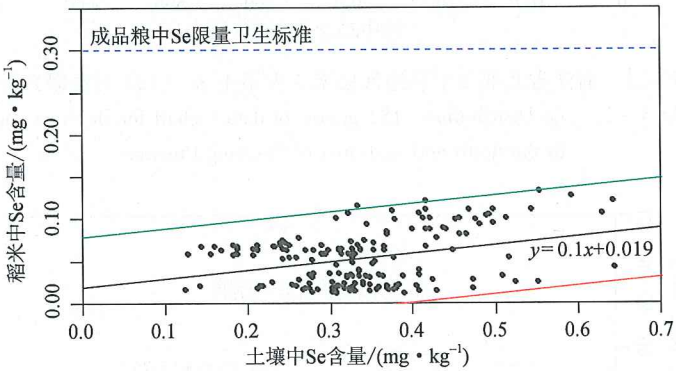


图 5-25 浙江省北部及东部地区稻米—根系土 Se（181 组数据）分布
Fig. 5-25 Se distribution (181 groups of data) chart for rice-root soil in the north and east area of Zhejiang Province

综上所述，浙江北部、东部平原区水田安全性评价的农业地质地球化学评价标准值可归纳为表 5-2、表 5-3。

表 5-2 浙江北部、东部平原区 5 种评价指标的评价标准值一览表
Table 5-2 Evaluation standard values for the 5 estimation indexes of the north and east plain area in Zhejiang

指标	安全界限值	基本安全界限值	危险界限值	标准值来源
镉/ (μg·kg ⁻¹)	320	560	800	本书
汞/ (μg·kg ⁻¹)	530	1000	1500	本书
铜/ (mg·kg ⁻¹)	80	120	200	本书
锌/ (mg·kg ⁻¹)	200	300	500	本书
硒/ (mg·kg ⁻¹)	0.60	2.0	3.0	本书

表 5-3 浙江北部、东部平原区 3 种评价指标的评价标准值一览表

Table 5-3 Evaluation standard values for the 3 estimation indexes of the north and east plain area in Zhejiang (mg/kg)

项目	安全界限值	基本安全界限值			危险界限值	标准值来源
pH 值		<6.5	6.5~7.5	>7.5	<6.5	
铅	35	250	300	350	500	GB15618—1995
砷	15	30	25	20	30 (pH>6.5)	
铬	90	250	300	350	400	

(二) 评价结果及讨论

根据评价方法要求和确定评价标准值实测数据情况,在对浙江上虞市进行土地安全性农业地质地球化学评价之前,首先将浙江上虞全城区分为丘陵山区和平原盆地区两类。本方法仅对浙江上虞平原盆地区进行评价,实际评价范围包括北部山前平原—滨海平原区、章镇盆地、丰惠盆地等,面积约 742.5km²。

评价数据采用浅层土壤样品测试分析数据,即样品数据密度为 1 个/km²。浙江上虞境内共计 1040 个采样点数据,其中评价区内共有 868 个采样点数据。

评价程序是,首先逐一进行单指标评价,得到每个指标的评价结果离散图;再采用“一票否决,区域叠加”方法,进行多指标评价;最后综合考虑地质地理和人类活动等因素勾绘评价分区。安全区、基本安全区分别用绿色、黄绿色表示;警戒区、危险区分别用橙黄色、红色表示,并用评价指标命名(图 5-26)。

1. 评价结果

评价结果显示,上虞市平原盆地区土地地球化学状况良好,安全区和基本安全区面积约 716.4km²,占评价区面积的 96.5%。其中,安全区面积 455.1km²,占评价区面积的 61.3%,主要分布在北部平原区的沥海镇、崧厦镇、盖北乡、百官镇以及丰惠盆地的永和镇、章镇盆地南部、曹娥江沿岸上浦镇—曹娥街道等地区。

基本安全区面积约 261.3km²,占评价区面积的 35.2%,主要分布在丁宅—章镇、汤浦镇、丰惠镇、东关—道墟、小越—盖北等地。基本安全区特征是土壤 Pb 含量稍高,其中除小越—盖北一带可能主要由于受施用肥料、农药等农业生产活动影响以外,其余地区主要是受银山、大齐岙矿化的自然地质背景的控制。个别地区也有 Hg、As 或 Cd 含量稍高的现象,如东关镇西局部地区土壤 Hg、As、Cd 含量稍高,盖北乡以南局部地区 As、Cd 含量稍高,丰惠镇西北局部地区土壤 Hg 含量稍高。

警戒区零星分布在东关、长塘湖田、银山、丰惠镇黄浦桥、盖北乡夏盖山村五个地点(表 5-4),面积约 17.7km²,占评价区面积的 2.4%。其中银山为 As、Pb 警戒区,主要是由于银山矿化点地质背景造成的;东关、湖田、黄浦桥均为 Hg 警戒区,主要是受长期人类活动影响所致;盖北乡夏盖山村为 Cu 警戒区,反映了盖北葡萄基地 20 余年来施用 CuSO₄溶液防治病虫害产生的土壤 Cu 积累。

表 5-4 浙江省上虞市土地警戒区分布情况一览表

Table 5-4 Distribution chart for alerting land zones in Shangyu City, Zhejiang Province

序号	警戒区名称	面积/km ²	形成原因
1	东关汞警戒区	2.8	长期人类活动
2	湖田汞警戒区	4.2	长期人类活动
3	黄浦桥汞警戒区	2.1	长期人类活动
4	夏盖山村铜警戒区	2.7	近期人类活动
5	银山砷铅警戒区	5.9	自然地质作用
合计		17.7	

危险区零星分布在海螺山、称山、华镇、中塘四个地点(表 5-5),面积约 8.4km²,占评价区面积的 1.1%。除海螺山为 As 危险区以外,称山、华镇、中塘均为 Cd 危险区,可能都是人类活动影响所致。

表 5-5 浙江省上虞市土地危险区分布情况一览表

Table 5-5 Distribution charts for dangerous land zones in Shangyu City, Zhejiang Province

序号	危险区名称	面积/km ²	形成原因
1	海螺山砷危险区	2.8	人类活动
2	称山镉危险区	2.0	人类活动
3	华镇镉危险区	2.0	人类活动
4	中塘镉危险区	1.6	人类活动
合计		8.4	

2. 评价结果讨论

从本地区的评价结果看,与采用国家土壤环境质量标准评价的结果相比较(表 5-6),二者主要的不同点在于:

第一,从各类区的土地面积及分布来看,土地安全区相当于土壤环境质量的 I 类和 II 类区,基本安全区相当于 III 类区,警戒区和危险区相当于超 III 类区。仅从这一点来说,目前评价工作中,将用土壤环境质量标准评价得出的 I 类、II 类、III 类、超 III 类的土壤环境质量分级,分别定义为清洁、轻度污染、中度污染、重度污染,不符合实际情况。

第二,从国家土壤环境质量标准二级标准的制定原则看, I 类和 II 类区都应属于未使农作物籽实重金属含量超标的地区,应属于安全区,这一点在本书的实例中得到了证实。

第三,本书所定义的基本安全区为农作物籽实符合国家食品卫生标准的保障程度是 75%,而用国家土壤质量标准评价的 III 类区属于农作物籽实重金属含量超标的范围。二者对同一地区的土地质量安全性的评判存在很大差异,同时也证实了国家土壤质量标准确定的界限过于严格。

第四,本方法将相当于国家土壤质量标准评价结果的超 III 类区,进一步区分为警戒区和危险区,更有利于合理利用和保护土地。

表 5-6 浙江省上虞市土地安全性分区与国家标准土壤分类对比表

Table 5-6 Contrast chart for the ecological safety zoning of land in Shangyu City, Zhejiang Province and the National Soils Categories

安全性分区	面积/km ²	占评价区/%	按国家标准分类	面积/km ²	占评价区/%
安全区	455.1	61.3	I 类	207.3	27.9
基本安全区	261.3	35.2	II 类	262.2	35.3

续表

安全性分区	面积/km ²	占评价区/%	按国家标准分类	面积/km ²	占评价区/%
警戒区	17.7	2.4	Ⅲ类	259.6	35.0
危险区	8.4	1.1	超Ⅲ类	13.4	1.8

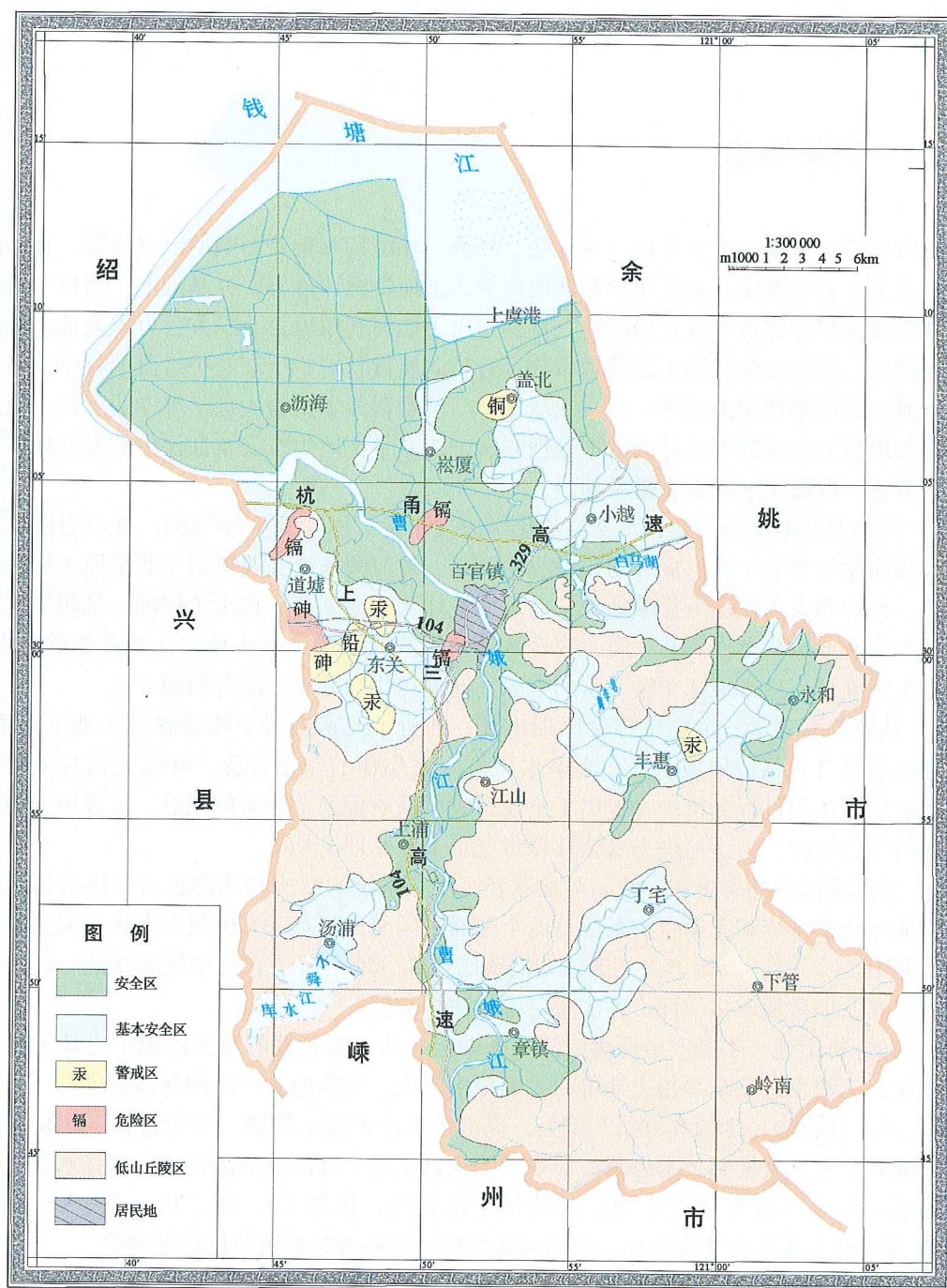


图 5-26 浙江省上虞市土地生态安全性评价图

Fig. 5-26 Ecological safety estimation chart for land in Shangyu City, Zhejiang Province

第六章 结 语

一、主要结论

本研究针对土地生态安全这一对社会、经济、环境具有重要影响的热点问题,在系统分析前人关于农业地质、土壤化学和环境化学、土地资源评价等研究基础上,指出了目前对土地质量认识和评价中存在的问题,特别指出了如何利用近百万平方公里农业地质环境调查的数据,探索为使我国土地管理由数量管护向质量管护、生态管护过渡的科学依据。

本研究运用第四纪地貌学、水文地球化学、植物营养和植物生理学等专业理论,应用系统论的思想方法和数理统计的数据处理方法,建立了土地生态安全性评价的农业地质地球化学方法。取得主要认识和进展如下:

1) 从第四纪地质地貌学、水文地球化学原理出发,以华北平原为例,重点引证了第四纪地质演化与华北平原形成和物质组成的关系、黄河频繁泛滥改道对华北平原土地破坏和再造、自然和人为作用下盐碱地消长的水文地球化学原理等,提出了侵蚀-堆积地质作用、表生水文地球化学作用和人类工程经济活动等共同缔造了表生地球化学系统的观点,从理论上明确了表生带地球化学元素的来源、迁移转化和分布分配等问题。

2) 从植物营养学、植物生理学原理出发,剖析了元素由岩土体溶解进入地下水中,并通过地下水(包括浅层地下水和土壤水)进入农作物的作用过程,并从元素自无机界进入有机界的作用过程分析中,提出了土地是农产品质量安全源头的观点,从理论上诠释了元素的生态效应,为土地生态安全性评价奠定了专业理论基础。

3) 运用系统论的思想和方法,对地球表层复杂系统的结构和功能进行了再分析,认为表生地球化学系统和元素生物系统是两个迥然不同而又相互联系的复杂系统,但这个复杂系统并不是“黑箱”,因为人类的认知实践已经部分地了解了它的结构和功能。这一认识为构建农业地质地球化学评价方法奠定了方法学基础。

4) 在分析土地、生态安全概念内涵的基础上,从土地管理的角度提出了土地生态安全的概念。土地生态安全是指土地可为人类提供健康、安全的农产品的保障程度。

5) 在上述概念、理论和方法基础上,提出了由评价指示作物、评价指标、评价源标准构成的评价方法框架和技术思路。即采用国家食品卫生标准作为源标准,选择水稻、小麦、玉米、大豆4种大宗农作物作为评价指示作物,选择Cd、Hg、Pb、As、Cr、Cu、Zn、Se等8种元素作为评价指标,利用农业地质环境调查数据进行区域性评价。

6) 在分析研究大量实际资料和已有研究成果的基础上,发现籽实与土壤的元素含量间存在正相关趋势和非确定性关系(统计学相关关系),并以此为依据建立了土壤-籽实响应关系模型。

7) 运用数理统计的原理和方法, 用回归方程和置信区间定量描述了响应关系模型, 并用概率描述土地中指标元素含量对籽实卫生安全的保障程度, 给出了安全界限值、基本安全界限值和危险界限值的物理意义和计算方法。

8) 运用安全界限值、基本安全界限值和危险界限值对土地生态安全进行了分级, 划分出土地安全区、基本安全区、警戒区和危险区, 为土地质量管护提供了技术依据。为了便于应用, 书中还给出了评价方法的工作程序和应注意的问题, 并讨论了方法的适用性。

9) 本研究以浙江上虞地区为例, 实践了本研究提出的农业地质地球化学评价方法, 对评价结果进行了解释, 并与采用国家土壤环境质量标准的评价结果进行了对比, 证实了本方法对客观存在描述的科学性和实用性。

二、存在问题与建议

由于实际调查资料有限和时间关系, 本研究还存在一些不足之处, 需要在今后的工作中进一步探索完善: ①由于自然界中土地安全区和基本安全区范围分布广泛, 实际调查数据中土壤元素低含量区稻米-根系土数组的数据量很大, 而高值区的稻米-根系土数组的数据量偏少, 需要补充高值区段的实测数据, 进一步订正评价标准值; ②对运用响应关系模型确定的评价标准值, 应进一步开展生态效应机制研究等。

另外, 本研究还发现了一些新的问题值得进一步探讨:

1) 上虞地区稻米 Pb 含量明显高于根据前人试验的经验数据所得的预测结果, 可从稻米 Pb 来源、稻米对土壤 Pb 的吸收富集机理等方面进一步开展研究, 改进和完善天然状态下土壤 Pb-稻米 Pb 的响应关系模型。

2) 浙江平原盆地区是浙江省稻米主产区, 居民长期食用 Pb 超标稻米, 但并未见大量人体发 Pb 和血 Pb 积累致病的报道, 这一现象需要进一步证实。若事实果真如此, 则《食品中 Pb 限量卫生标准 (GB14935—94)》就可能受到挑战。

3) 上虞地区天然状态下稻米 As 含量不随土壤 As 含量的变化而变化 (与前人的对照试验研究结果不一致), 而且当土壤 As 含量不超过 15mg/kg 时, 稻米 As 含量不超过食品卫生标准的保证程度为 90%, 这种情况属于由于数据分布偏重低值区而掩盖了土壤 As-稻米 As 响应关系, 还是在本地区条件下稻米对 As 具有较高的抗逆性所致, 需要进一步研究。

4) 与 As 特点不同的是, 上虞地区稻米 Cr 超标数据组和稻米 Cr 未超标数据组各自所对应的土壤 Cr 的分布范围相同, 这是因为稻米 Cr 与土壤 Cr 果然无关 (与前人的对照试验研究结果不一致), 还是稻米对 Cr 的富集受土壤条件和 Cr 价态的控制? 无论是哪种情况, 均需改进和完善天然状态下土壤 Cr-稻米 Cr 的响应关系模型。

附录 基于置信区间的评价标准计算程序

一、R 程序设计语言简介

R 语言也被叫做“GNU S”，是一个统计计算和作图的语言和环境。它和 S 系统很类似。S 系统是在 Chambers 等人在贝尔实验室开发出来的。这个系统提供了广泛的统计计算和作图技术，比如线性模型、非线性模型、统计检验、时间序列分析、聚类分析、判别分析……R 系统是免费、自由的开放源代码。使用 R 系统有助于理解统计的原理，有很大的可拓展性，比较容易实现最新的统计方法，它有着强大的虚拟社区的支持，适合多个平台（windows，linux，mac 等等）。

R 系统是一组数据操作、计算和图形显示工具的整合包。相比其他同类软件，它的特色在于：①有效的数据处理和保存机制；②拥有一整套数组和矩阵的操作运算符；③一系列连贯而又完整的数据分析中间工具；④图形工具可以对数据直接进行分析和显示，可用于多种图形设备；⑤是一种相当完善、简洁和高效的程序设计语言（也就是 S 语言）。它包括条件语句、循环语句、用户定义的递归函数以及输入输出接口（实际上，R 系统提供的大多数函数都是用 S 语言编写的）。和其他数据分析软件一样，术语“环境”（environment）是用来描述一个充分设计、连贯性的系统，而不是一个非常专一并且难以扩充的工具群。R 系统是一个开发新的交互式数据分析方法的工具。它的开发周期短，而且有大量的扩展包（packages）可以使用。

二、标准 R 计算程序

Cddiff. R

#数据组对比程序

#Cddiff. R

#读入数据

data1 = read.table("Cd182.txt", header = T)

data2 = read.table("Cd175.txt", header = T)

#读入标准值

std = read.table("9std.txt", header = T)

#生成图形文件

win.metafile(filename = "Cdandbox.wmf", width = 5.96, height = 4.08)


```

par( pin = c(4.5,2.5),mfrow = c(2,2),mar = c(4.3,4.1,0.5,0.6))
plusorminus <- c("+")
dfdata = data1
numer = 182
for(i in 1:2){
fitCd = lm( plantCd ~ Cd, data = dfdata)
sigmaCd = sqrt( sum( fitCd $ res^2)/(length( dfdata $ Cd) -2))
xCd = c(0,2500)
Cdy1 = c(( fitCd $ coef[1] + fitCd $ coef[2] * xCd[1] + 2 * sigmaCd), ( fitCd $
coef[1] + fitCd $ coef[2] * xCd[2] + 2 * sigmaCd))
Cdy2 = c(( fitCd $ coef[1] + fitCd $ coef[2] * xCd[1] - 2 * sigmaCd), ( fitCd $
coef[1] + fitCd $ coef[2] * xCd[2] - 2 * sigmaCd))
Cdx0 = (std $ Cd - fitCd $ coef[1])/fitCd $ coef[2]
Cdx1 = Cdx0 - 2 * sigmaCd/fitCd $ coef[2]
Cdx2 = Cdx0 + 2 * sigmaCd/fitCd $ coef[2]
XLIM = max( dfdata $ Cd)
YLIM = max( dfdata $ plantCd)
plot( plantCd ~ Cd, data = dfdata, xaxs = "i", yaxs = "i", xlab = "土壤中 Cd 含量 (μg/
kg)", ylab = "稻米中 Cd 含量 (μg/kg)", pch = 19, cex = 0.4, cex.axis = 0.6, cex.lab = 0.7)
Cdcoeff = round( fitCd $ coef, digits = 3)
if ( Cdcoeff[1] < 0 ) plusorminus <- c("")
abline( fitCd $ coef)
lines( xCd, Cdy1, col = 1, lty = 2)
lines( xCd, Cdy2, col = 1, lty = 2)
lines( xCd, c( std $ Cd, std $ Cd), col = 1, lty = 3)
Three1 = c( Cdx1, Cdx1)
Three0 = c( Cdx0, Cdx0)
Three2 = c( Cdx2, Cdx2)
lines( Three1, c(0, std $ Cd), col = 1, lty = 3)
lines( Three0, c(0, std $ Cd), col = 1, lty = 3)
lines( Three2, c(0, std $ Cd), col = 1, lty = 3)
text( x = 2/5 * XLIM, y = 205, labels = "国家食品卫生标准", cex = 0.7)
text( x = 4/5 * XLIM, y = 3/5 * YLIM, labels = paste( "y          =          ", Cdcoeff[2],
"x", plusorminus, Cdcoeff[1] ), cex = 0.7)
text( x = 4/5 * XLIM, y = 9/10 * YLIM, labels = paste( numer, "组数据"), cex = 0.8, font = 2)

boxplot( dfdata, names = c("土壤", "籽实"), cex.axis = 0.7)
dfdata = data2
numer = 175

```

```
}
dev. off()
```

Cdclust175. R

#土壤重金属生态安全性评价标准值确定程序

```
#Cdclust175. R
```

```
data = read. table(“Cd175. txt”,header = T)
```

```
ehc = hclust( dist( data) , method = “average”)
```

#聚类数

```
cutN = 90
```

```
Mdata = matrix( NA ,cutN,2)
```

```
listx = list( NULL)
```

```
cth = cutree( ehc ,k = cutN)
```

#把数据按特定距离进行聚类

```
for( i in 1:cutN) {
```

```
    listx = unlist( list( listx ,list( as. numeric( which( cth == i) ) ) ) ,recursive = FALSE)
```

```
}
```

```
listEL = listx[ -1]
```

#计算每一聚类的平均值,重构数据集用于后续线性拟合,求出拟合方程

```
for( j in 1:cutN) {
```

```
    temp = unlist( listEL[ j] )
```

```
    LG = length( temp)
```

```
    sumX = 0
```

```
    sumY = 0
```

```
    for( k in 1:LG) {
```

```
        sumX = sumX + data[ [ 1] ][ temp[ k] ]
```

```
        sumY = sumY + data[ [ 2] ][ temp[ k] ]
```

```
    }
```

```
    Mdata[ j,1] = sumX/LG
```

```
    Mdata[ j,2] = sumY/LG
```

```
}
```

```
name = names( data)
```

```
dimnames( Mdata) = list( NULL ,c( name[ 1] ,name[ 2] ) )
```

```
dfdata = data. frame( Mdata)
```

#进入置信区间计算以 Cd 为例

```
std = read. table( “9std. txt” ,header = T)
```

```
soplCd = data
```


#利用聚类结果求拟合方程和置信区间

```
fitCd = lm(plantCd ~ Cd, data = dfdata)
sigmaCd = sqrt(sum(fitCd $ res^2)/(length(dfdata $ Cd) - 2))
#fitCd = lm(plantCd ~ Cd, data = soplCd)
#sigmaCd = sqrt(sum(fitCd $ res^2)/(length(soplCd $ Cd) - 2))

xCd = c(0, 2500)
Cdy1 = c((fitCd $ coef[1] + fitCd $ coef[2] * xCd[1] + 2 * sigmaCd), (fitCd $
coef[1] + fitCd $ coef[2] * xCd[2] + 2 * sigmaCd))
Cdy2 = c((fitCd $ coef[1] + fitCd $ coef[2] * xCd[1] - 2 * sigmaCd), (fitCd $
coef[1] + fitCd $ coef[2] * xCd[2] - 2 * sigmaCd))
Cdx0 = (std $ Cd - fitCd $ coef[1])/fitCd $ coef[2]
Cdx1 = Cdx0 - 2 * sigmaCd/fitCd $ coef[2]
Cdx2 = Cdx0 + 2 * sigmaCd/fitCd $ coef[2]
#利用原始数据画散点图
plusorminus <- c("+")
```

#生成 WMF 文件

```
win.metafile(filename = "Cd90.wmf", width = 5.96, height = 4.08)
par(pin = c(4.5, 2.5), mar = c(4.3, 4.1, 0.3, 0.3))
#plot(plantCd ~ Cd, data = soplCd, xaxs = "i", yaxs = "i", xlim = c(0, 600), ylim = c(0,
250), xlab = "土壤中 Cd 含量 (μg/kg)", ylab = "稻米中 Cd 含量 (μg/kg)", pch = 19, cex =
0.5)
plot(plantCd ~ Cd, data = dfdata, xaxs = "i", yaxs = "i", xlim = c(0, 600), ylim = c(0,
250), xlab = "土壤中 Cd 含量 (μg/kg)", ylab = "稻米中 Cd 含量 (μg/kg)", pch = 19, cex =
0.5)
Cdcoeff = round(fitCd $ coef, digits = 3)
#title(paste("y = ", Cdcoeff[2], "x", plusorminus, Cdcoeff[1]))
#title(paste("y = ", Cdcoeff[2], "x", Cdcoeff[1]), cex.main = 1)
#图上增加拟合线和置信线
abline(fitCd $ coef)
lines(xCd, Cdy1, col = 3, lty = 1)
lines(xCd, Cdy2, col = 2, lty = 1)
lines(xCd, c(std $ Cd, std $ Cd), col = 4, lty = 2)
Three1 = c(Cdx1, Cdx1)
Three0 = c(Cdx0, Cdx0)
Three2 = c(Cdx2, Cdx2)
```

```

lines(Three1,c(0,std $ Cd),col=4,lty=2)
lines(Three0,c(0,std $ Cd),col=4,lty=2)
lines(Three2,c(0,std $ Cd),col=4,lty=2)
text(x=110,y=210,labels="国家食品卫生标准",col="blue",cex=0.8)
text(x=500,y=125,labels=paste("y =",Cdcoeff[2],"x ",Cdcoeff[1]),cex=0.8)
#text(x=500,y=125,labels=paste("y =",Cdcoeff[2],"x ",plusorminus,
Cdcoeff[1]),cex=0.8)
dev.off()

#生成 jpg 文件

jpeg(filename="Cd90.jpg",quality=300)

#plot(plantCd ~ Cd,data=soplCd,xaxs="i",yaxs="i",xlim=c(0,600),ylim=c(0,
250),xlab="土壤中 Cd 含量(μg/kg)",ylab="稻米中 Cd 含量(μg/kg)",pch=19,cex=
0.5)
plot(plantCd ~ Cd,data=dfdata,xaxs="i",yaxs="i",xlim=c(0,600),ylim=c(0,
250),xlab="土壤中 Cd 含量(μg/kg)",ylab="稻米中 Cd 含量(μg/kg)",pch=19,cex=
0.5,cex.lab=0.8)
Cdcoeff=round(fitCd $ coef,digits=3)
#title(paste("y =",Cdcoeff[2],"x ",plusorminus,Cdcoeff[1]))
#title(paste("y =",Cdcoeff[2],"x ",Cdcoeff[1]),cex.main=1)
#图上增加拟合线和置信线
abline(fitCd $ coef)
lines(xCd,Cdy1,col=3,lty=1)
lines(xCd,Cdy2,col=2,lty=1)
lines(xCd,c(std $ Cd,std $ Cd),col=4,lty=2)
Three1=c(Cdx1,Cdx1)
Three0=c(Cdx0,Cdx0)
Three2=c(Cdx2,Cdx2)
lines(Three1,c(0,std $ Cd),col=4,lty=2)
lines(Three0,c(0,std $ Cd),col=4,lty=2)
lines(Three2,c(0,std $ Cd),col=4,lty=2)
text(x=110,y=205,labels="国家食品卫生标准",col="blue",cex=0.7)
text(x=500,y=125,labels=paste("y =",Cdcoeff[2],"x ",Cdcoeff[1]),cex=0.7)
#text(x=500,y=125,labels=paste("y =",Cdcoeff[2],"x ",plusorminus,
Cdcoeff[1]),cex=0.7)
dev.off()

```


#输出界线值

Cdx1 = round(Cdx1 ,digits =3)

Cdx0 = round(Cdx0 ,digits =3)

Cdx2 = round(Cdx2 ,digits =3)

Cddata = rbind(Cdx1,Cdx0,Cdx2)

dimnames(Cddata) = list(c(“安全界线值 =”,“基本安全界线值 =”,“危险界限值 =”),NULL)

write. table(Cddata,file = “Cd90data. txt” ,sep = “ ”,col. name = F,quote = F)

METHOD OF GEOCHEMICAL EVALUATION OF AGRO-GEOLOGICAL ENVIRONMENT

——Geosciences Exploration of Land Ecological Safety

Li Ruimin et al.

Soil quality is very important for not only environment but also resources. The pollution degree of the soil and the over limit rate of some products in the investigation report of Guangzhou, Wuhan, and Chengdu, the regions (zones) with too high content of heavy metal elements, such as Cadmium (Cd) along the rivers of the Yangtze valley, from the national agro-geological survey, have made the government and scientists be anxious for the living environment.

So, the soil quality evaluation is scientifically significant and valuable, meanwhile the output effect of soil must be paid more attention in the evaluation. In other words, whether soil do harm to the living environment and the harm degree should be regarded as the standard in the evaluation. Namely, What heavy metal that the soil contains will decrease the quality of farm product? How to value the soil quality of the major agricultural areas scientifically according to the data of agro-geological environment survey?

In addition, different from the soil pollution resulted from the abuse of pesticide, the excess of heavy metal elements such as Cd in edible parts is resulted from both the natural process and human activities. So then, how to know the source of heavy metal elements in the soil and the farm products in theory? How to establish corresponding protection countermeasures of soil quality based on the study?

All of these are the focus and the possible academic innovation of the research.

1. The known knowledge about agro-geology, soil chemistry & environmental chemistry, the investigation and evaluation of land resource were summarized and commented systematically, which was the basis of geochemistry evaluation of agro-geological environment

Findings of agro-geology at home and abroad proved that: (1) Agro-geology is sourced from the study of soil formation, and services for the agricultural production. (2) The reconnaissance and application of mineral fertilizer and the improvement of soil are benefit to the production of the farm crops, and the basis of which is to increase the content of nutritive elements, such as phosphor (P) and potassium (K), and to adjust the concentration of elements in soil, such as sodium (Na), calcium (Ca), magnesium (Mg), chlorine (Cl) and sulfur (S). (3) The content of some elements in the soil, such as molybdenum (Mo), manganese (Mn), selenium (Se), cop-

per (Cu) and zinc (Zn), is related to the production and quality of farm crops and elite varieties, quality of the pasturage and farming, the local diseases of human. (4) The agro-geology investigation, the evaluation and section division of the agricultural environment, the environmental geo-chemical and the environmental hydrogeochemical research make the agro-geology to be a interdisciplinary. (5) The introduction of Agro-ecological Geology indicates the forming of a new interdisciplinary, which intensions, destination tasks, contents and methods has been defined approximately.

The study of soil chemistry and environmental chemistry further defines in mechanism that: (1) Soil is the nutrient store of plants. (2) Soil is the major environment of elements from the inorganic sphere to the organic world. (3) The research on the activity, bioavailability and interaction of elements in soil is in-depth. (4) The accumulation of the elements in plants proves that the elements in the organisms come from soil.

But, the findings of agro-geology, soil chemistry and environmental chemistry cannot illustrate the resource and capacity of the elements in soil in theory, cannot be used in the regional evaluation of soil quality directly. The land evaluations at home and abroad only match up to the local status of land management: (1) Overweights the macroscopic evaluation, and pays little attention to the elements. (2) Soil background value, soil environment content is only the foundation of the chemical evaluation of the land. (3) The Environmental Quality Standard for Soils most possibly is applied in the regional evaluation at present, but there are still some problems in its application. First, the primary standard adopts the soil background value in the whole nation, which overemphasizes the oneness of the nation. Secondly, the secondary standard is constituted considering the smallest critical content of soil environment selected from the agrotypes of the whole nation, which is certainly small for the calculation of the soil environment content in most areas, weak in practicability.

Meanwhile, there are some questions in the application of Environmental Quality Standard for Soils, e. g., the classification is defined to be the pollution degree of soil. In fact, the Environmental Quality Standard for Soils has regulated its range of application definitely, that is, different classification is performed to different purpose, which is foreign to the pollution or pollution degree of soil. Furthermore, the evaluation of soil pollution and the evaluation of soil safety are distinct issues.

Hence, how to use the results of agro-geological environment survey, or called multiple objective geo-chemistry survey of soil, in the evaluation of soil quality is one of the subjects of the research. Taking advantage of the multidisciplinary theory and knowledge, the author tried to analyze the evolvement of soil in densely inhabited district under the double effect of nature and human action, and to annotate the results of soil quality evaluation.

2. On the theory of the quaternary geomorphology and hydro-geochemistry, the supergene geochemical system was founded. On the theory of plant nutriology and plant physiology, the element system of creature was founded. The combination of geoscience and agriculture deepened the theory of agro-geology

The erosion & deposit, geochemical process in supergene zones together with the human en-

gineering activities create the supergene geochemical system. Elements entered the groundwater after dissolving from rock and soils, subsequently enter the crops from groundwater including shallow ground water and soil water. This element transport from inorganic sphere to organic world means soil is the guarantee of safe crops. The supergene geochemical system and the element system of creature are widely different but closely related, which are the geo-scientific and agricultural basis for the evaluation of land quality.

The major agricultural areas of China locate in plains and basins. The incoherent material of plains and basins are formed by the erosion and deposit during the historical geology, which lay the foundation of the content and distribution of element. Supergene geochemical process reassigned the elements of soil, for example, in different geographic and geological situations the elements are reassigned and accumulated by the supergene hydrogeochemical process. In this research, taking the North China Plain as an example, it was illustrated that the surface substances of Loess Plateau and Shanxi Plateau established the element composition of the North China Plain, and that depositional fractionation and supergene hydrogeochemical process controlled the space distribution of elements. The influences of the human engineering activities on the geochemical composition are becoming stronger. Some elements are thought to be typical elements coming from human activities, such as copper, plumbum, zinc, cadmium etc.

No matter the elements in soil whether from natural or not, they will influent the human health only after they are absorbed by crops and accumulate in the edible parts, such as seeds, which will finally enter the food chain. The nutrients in-taken by roots with the mode of mass flow and diffusion account for 95 percent of the total intake, and both mass-flux and diffusion-flux depend on the flowage of groundwater or soil water. And the plant transpiration adds the accumulation of harmful elements in the plants. The biological chain of elements existed in the system of rock- soil solution- crop makes soil to be the guarantee of safe crops, which is the theory basis of evaluation of land ecological safety on the survey of agro-geological environment. This research illustrated the manners, numbers & controlling factors of element supply from soil particle to soil solution, the power, the manners & quantity of soil solution, the accumulation & transfer of heavy metal elements in the soil-plant system.

3. Guided by the system theory and systematic methods, with the goal of human health, the idea of the method on geochemical evaluation of agro-geological environment was founded

At the beginning when the system theory was formed, it was used to explain complex phenomenon. System theory is not only a scientific theory to reflect objective principle, but also a scientific methodology. Black box approach provides us an effective method to explore and study the unknown world. We can input information to the black box, testing or observing the output of the black box, and we can know the function and action mechanism of it. The supergene geochemical system and the element system of rock-water-plant are both complicated, so they should be studied and evaluated using the black box approach, with the results be interpreted using the known research results, namely, the known sections of the system. The geochemical evaluation of the ag-

ro-geological environment in the article adopt systematic method, that is, the element content in the soil as the Input, the element content in the crop seeds as the Output, establishing the response relation of Output to Input from the data series, to determine the standard value for evaluation using statistical method, and to achieve the evaluation of land ecological safety.

4. The concept and definition of Land Ecological Safety and the soil-crop seeds response relation model in element content were put forward in this book, which is first applied in the evaluation of land ecological safety. This book also systematically illustrates the land ecological safety from theory, method to procedures

Land ecological safety is the degree of soil safeguard to provide health and safe crops for human being. The evaluation of land ecological safety is the classification and common on the degree of soil safeguard to provide healthy and safe crops for human being. As a part of evaluation of land ecological safety, the geochemical evaluation of agro-geological environment is established on the supergene geochemical system, element system of creature and systematic method, and is a regional evaluation on land geological safety based on the knowledge and the information about the regional survey on agro-geological environment. Considering the region contrastivity and practicability of evaluation, the rice, wheat, maize and soybean were regarded as indicators for evaluation, cadmium, hydrargyrum, plumbum, arsenic, chromium, copper, zinc and selenium were regarded as index for evaluation, and the existing Food and Hygiene Standards were regarded as the source standards.

And the technological discipline is: National Food and Hygiene Standards as source standards, make use of a series of data about the elements content in seed-soil system from higher-content areas to lower-content areas, calculate the standard value for evaluation from source standards adopting statistics methods, then the evaluation of land ecological safety according to the survey data of regional agro-geological environment is obtained.

Principle of the method is: Generally speaking, the content of the elements mainly coming from soil in the seeds of crops is in positive correlation with that in the soil. But due to the otherness of the soil physical and chemical properties and complexity of crops absorbent mechanisms, the pertinence between the content of elements in seeds and that in soils is not a linear distribution but a zonal distribution, even if to the same crops. The zonal distribution shows that the cooperation of inevitability and chanciness, namely, on one side, the content of elements in the seeds depends on that in the soil inevitably, on the other side, the pertinence between them in a certain interaction is uncertain. That is, when the numbers of data about the content in soil and seed are not enough, the pertinence between them may be concealed by the chanciness. So using statistics, the zonal distribution of positive correlation of content between soil and seed can be regarded as the foundation to calculate the standard value for evaluation from the source standard.

The calculation of the standard value for evaluation is: The protract of cartogram about the content of a single evaluation index in seeds (y) and root soil (x), request of regression equation, $y = ax + b$ and the zonal distribution constitute from $y = ax + b + 2\sigma$ and $y = ax + b - 2\sigma$ at the significance level of 0.05. Subsequently, calculation of $X_0 - 2\sigma/a$, X_0 and $X_0 + 2\sigma/a$ using

the standard value (Y_0) (e. g. Cd 0.2mg/kg) of the National Food and Hygiene Standards, that is, the crossing points of $y = Y_0$ and $y = ax + b + 2\sigma$, $y = ax + b$ & $y = ax + b - 2\sigma$ respectively. At the significance level of 0.05, if the content of some index in the soil is lower than the regressed value, $X_0 - 2\sigma/a$, the content of it in the crop seeds is lower than the National Food and Hygiene Standards (Y_0); if the content in the soil is higher than the regressed value, $X_0 - 2\sigma/a$ and lower than X_0 , the content in most of the crop seeds (with 75% possibility) is lower than the National Food and Hygiene Standards (Y_0); if the content in the soil is higher than the regressed value, X_0 and lower than $X_0 + 2\sigma/a$, the content in most of the crop seeds (with 75% possibility) is higher than the National Food and Hygiene Standards (Y_0); if the content in the soil is higher than the regressed value, $X_0 + 2\sigma/a$, the content of it in the crop seeds is higher than the National Food and Hygiene Standards (Y_0). Therefore, the regressed value, $X_0 - 2\sigma/a$, X_0 and $X_0 + 2\sigma/a$ is called the safety limit, the approximate safety limit and the danger limit respectively.

According to the above-mentioned standard value for evaluation, land can be classified in four groups. In the safety land, the content of index element is lower than the safety limit. In the approximate safety land, the content of index element is intervenient between the safety limit and approximate safety limit. In the warning land, the content of index element is intervenient between the approximate safety limit and the danger limit. In the danger land, the content of index element is higher than the danger limit.

Procedure of evaluation is: First, calculate the reference standard values using method of ecological effect and method of statistical reverse-supposing. Second, obtain a series of data about the elements content in seed-soil from higher-content areas to lower-content areas. Third, calculate the standard value for evaluation. Fourth, evaluate the geochemical survey data on the scale of 1 : 250000. Finally, comprehensive analysis and protract of the evaluation figure on the land ecological safety using the method of "deny with one vote but region addition".

5. As an example, the geochemical evaluation of agro-geological environment was practiced in Shangyu of Zhejiang Province. The land of Shangyu was divided into four groups: safety regions, approximate safety regions, warning regions and danger regions. And the results of evaluation were annotated from natural geologic function and human action, which provided technical basis for the effective protection of land resources.

Shangyu of Zhejiang Province is a typical representation of south-east littoral of China. In Shangyu experimental areas of Zhejiang Province, rice was regarded as the indicator for evaluation, cadmium, hydrargyrum, plumbum, arsenic, chromium, copper, zinc and selenium were regarded as indexes, and the existing National Food and Hygiene Standards was regarded as the source standards. The standard value of evaluation was calculated according to the 182 data of rice and root soil in the plain and basin areas of Zhejiang Province.

The acreage of areas evaluated is 742.5 km² and the number of soil samples is 868. The evaluation results indicates that the geochemical condition of land in the plain and basin areas of Shangyu was good, among which, the acreage of safety regions and approximate safety regions was about 716.4 km², namely, 96.5 percent of the whole acreage. The warning regions was scattered

in Dongguan, Hutian of Changtang, Yinshan, Huangpu bridge of Fenghui and Xiagai village of Gaibei, and the acreage was about 17.7 km², accounting for 2.4 percent of the whole acreage. The danger regions was scattered in Hailuoshan, Chenshan, Huazhen and Zhongtang, and the acreage was about 8.4 km², accounting for 1.1 percent of the whole acreage. And the harmful elements in soils can be divided into natural source and human source.

Compared with the results of evaluation results adopted the Environmental Quality Standard for Soils of China, the safety regions are equivalent with the regions I and II in the environmental quality of soil, the approximate safety regions are equivalent with the regions III, the warning regions and danger regions are equivalent with the area super-III.

6. The prospects, characteristics, existing problems and further research direction of the geochemical evaluation of agro-geological environment were discussed respectively

The geochemical evaluation of agro-geological environment pays attention to the ecological affection and harm of harmful elements. With the four crops with the biggest production in China, rice, wheat, maize and soybean regarded as indicators, the results of evaluation are practicality and region contrastivity, which can be used in the macroscopical quality management of land. The method is not a suitability assessment aimed at an idiographic field or certain crop. In the safety regions of land ecology, there may be "vegetables beyond standard". And if land utilization of danger regions with some heavy metal elements is changed, for example, paddy field is changed to dry land, they may turn to safety regions. Therefore, the results of evaluation can also service for the structural adjustment of agriculture. It must be pointed out that the land ecological safety is dynamic and alterable in space and time. The land ecological safety can be forecasted and early-warned by the monitoring of geological environment, which will service for the long-term program of national economy and the sustainable development of society.

主要参考文献

- 贝塔朗菲 L V. 1980. 一般系统论的历史和现状[M]. 北京:科学出版社,314
- 陈静生等. 1990. 环境地球化学[M]. 北京:海洋出版社
- 陈梦熊. 1999. 论生态地质环境系统与综合性生态环境地质调查[J]. 水文地质工程地质,26(3):3~6
- 陈艳玲,蔡普民. 1999. 黑箱方法的认识论意义初探[J]. 洛阳工学院学报,17(3):16~18
- 戴树桂主编. 1997. 环境化学[M]. 北京:高等教育出版社
- 段永侯,罗元华,柳源等. 1993. 中国地质灾害[M]. 北京:中国建筑工程出版社
- 龚子同. 1994. 中国名特优农产品的土宜. 长春:吉林人民出版社
- 国家环境保护局,中国环境监测总站. 1994. 中国土壤元素背景值. 北京:中国环境科学出版社
- 国家环境保护局,中国环境监测总站. 1994. 中华人民共和国土壤环境背景值图集. 北京:中国环境科学出版社
- 韩爱民,蔡继红,屠锦河,朱伊君. 2002. 水稻重金属含量与土壤质量的关系. 环境监测管理与技术,14(3):27~32
- 侯春堂,李瑞敏,冯翠娥. 2002. 农业发展的“总后勤部”[J]. 中国地质调查,(3):56~57
- 籍传茂. 1999. 水文地质和环境地质的发展趋势. 水文地质工程地质. 26(3):7~8
- 姜建军,侯春堂主编. 2003. 中国农业地学研究新进展[C]. 北京:中国大地出版社
- 姜向阳,朱迎春,李蓉. 1995. 汞在土壤-水稻系统中的迁移[J]. 重庆环境科学,17(3):53~57
- 靳孟贵,张人权,高云福等. 1999. 农业-水资源-环境相互协调的可持续发展[M]. 武汉:中国地质大学出版社
- 柯夫达 B A 著. 陈恩健,杨景辉,常世华译. 1960. 中国之土壤与自然条件概论. 北京:科学出版社
- 蕾切尔·卡逊. 1999. 寂静的春天. 长春:吉林人民出版社
- 李家熙,吴功建. 1999. 中国生态环境地球化学图集[M]. 北京:地质出版社
- 李家熙等. 2000. 区域地球化学与农业和健康[M]. 北京:人民卫生出版社
- 李瑞敏,侯春堂,邵时雄. 1995. 农业生态地质环境研究中的生物-水文地球化学方法[J]. 地球科学,20(4):455~458
- 李瑞敏,侯春堂. 1998. 包气带土壤溶液的农业生态地质意义[J]. 地球学报,19(4):434~437
- 李正积著. 1996. 岩土植物大系统研究 I——岩土果树大系统[M]. 北京:科学出版社
- 林年丰,汤洁. 1992. 新疆塔里木西部平原生态环境地质综合研究[M]. 长春:吉林大学出版社
- 林年丰. 1991. 医学环境地球化学[M]. 长春:吉林科学技术出版社
- 刘更另,姚政. 1992. 土壤对金属阳离子吸附行为的研究[J]. 中国农业科学,25(3)
- 刘更另主编. 1994. 矿质微量元素与食物链[M]. 北京:中国农业科学出版社
- 刘铮等. 1991. 微量元素的农业化学[M]. 北京:农业出版社
- 吕国平. 1999. 高高举起为农业服务的大旗,大力拓展地学功能,切实加强农业地质工作[A]. 见:中国农业地学研究进展[C]. Hongkong:Scientist Press International, Inc:5~10
- 马英军,刘丛强. 1999. 化学风化作用中的微量元素地球化学[J]. 科学通报,44(22):2433~2437
- 钱学森. 1982. 论系统工程[M]. 长沙:湖南科学技术出版社,10
- 裘凌沧. 1994. 生物生产—元素平衡—人类健康[A]. 矿质微量元素与食物链[C]. 北京:中国农业科学出版社,21~23
- 全国土壤普查办公室. 1998. 中国土壤[M]. 北京:中国农业出版社
- 任福弘等. 1990. 包气带土体物理化学性质对浅层地下水氟含量的影响[J]. 水文地质工程地质研究所所刊. 北京:地质出版社,(6)
- 任志远. 2003. 土地利用变化与生态安全评价[M]. 北京:科学出版社

- 商翎等编著. 1997. 元素生态地球化学及其应用[M]. 沈阳: 辽宁大学出版社
- 上虞市土地管理局. 1999. 上虞市土地志[M]. 杭州: 浙江人民出版社
- 邵时雄, 侯春堂, 刘玉林, 李瑞敏著. 1995. 果林农业生态地质研究[M]. 北京: 科学出版社
- 邵时雄, 侯春堂主编. 1999. 中国农业地学研究新进展(C). Hongkong: Scientist Press International, Inc.
- 邵时雄, 侯春堂主编. 2001. 中国农业地学研究新进展(C). Hongkong: Scientist Press International, Inc.
- 邵时雄, 王明德. 1989. 中国黄淮海平原第四纪地质图(1:1 000 000)[M]. 北京: 地质出版社
- 沈照理, 王焰新. 2002. 水-岩相互作用研究的回顾与展望[J]. 地球科学, 27(3)
- 沈照理等. 1984. 水文地球化学基础[M]. 北京: 地质出版社
- 史瑞和等编著. 1989. 植物营养原理[M]. 南京: 江苏科学技术出版社
- 孙鸿冰, 段永侯. 1979. 我国农田供水水文地质工作的方向任务和有关问题的讨论[J]. 水文地质工程地质, (2): 29~33
- 童潜明, 张建新主编. 1994. 湖南农业地质概论[M]. 长沙: 湖南科学技术出版社
- 土壤环境容量研究组. 1986. 土壤环境容量研究. 环境科学, 7(5)
- 汪庆华. 2004. 浙江省农业地质环境调查项目工作进展综述. 中国地质, 31(Supp.): 30~39
- 王狄, 李锋民等. 2000. 铜的植物毒性与植物蓄积的关系[J]. 土壤与环境, 9(2): 146~148
- 王景华, 饶莉丽. 1990. 华北平原化学元素的表生迁移[M]. 北京: 科学出版社
- 王世纪, 吴小勇, 刘军保. 2004. 浙北地区土壤硒元素特征及其生态环境效应评价. 中国地质, 31(Supp.), 118~125
- 王涛. 2003. 中国沙漠与沙漠化[M]. 石家庄: 河北科学技术出版社
- 王云, 魏复盛, 等编著. 1995. 土壤环境元素化学[M]. 北京: 中国环境科学出版社
- 吴忱. 1992. 华北平原四万年来自然环境演变[M]. 北京: 中国科学技术出版社, 7~10
- 吴忱. 1999. 华北平原河道变迁对土壤及土壤盐渍化的影响. 地理学与国土研究, 15(4): 70~75
- 吴燕玉, 王新, 梁仁禄. 1997. 重金属复合污染对土壤植物系统的生态效应 I [J]. 应用生态学报, 8(2): 207~212
- 吴燕玉, 王新, 梁仁禄. 1997. 重金属复合污染对土壤植物系统的生态效应 II [J]. 应用生态学报, 8(2): 545~552
- 奚小环. 2003. 1999~2001· 勘查地球化学· 资源与环境[J]. 物探与化探, 27(1): 1~6
- 谢学锦. 1996. 勘查地球化学的现状与未来展望. 地质论评, 42(4): 346~355
- 徐恒力, 肖国强, 李红. 2002. 人为活动条件下河北平原第四系地下水系统的演变[J]. 地质科技情报, 21(1): 7~13
- 徐恒力, 周爱国. 2000. 西北地区干旱化趋势及水盐失衡的生态环境效应[J]. 地球科学, 25(5): 499~504
- 许峰, 郭索彦, 张增祥. 2003. 20 世纪末中国土壤侵蚀的空间分布特征[J]. 地理学报, 58(1): 139~146
- 许嘉琳, 杨居容. 1995. 陆地生态系统中的重金属[M]. 北京: 中国环境科学出版社
- 严光生, 谢学锦. 2001. “化学定时炸弹”与可持续发展[J]. 中国地质, 28(1): 13~18
- 于天仁等. 1987. 土壤化学原理[M]. 北京: 科学出版社
- 袁建新, 王云. 2000. 我国《土壤环境质量标准》现存问题与建议[J]. 中国环境监测, 16(5): 41~44
- 袁可能. 1987. 植物营养元素的土壤化学[M]. 北京: 科学出版社
- 曾群望, 杨双兰, 高宏光. 2001. 云南生物地质环境研究[M]. 昆明: 云南科技出版社
- 曾群望, 杨双兰著. 1993. 云烟生产的土壤地质背景[M]. 昆明: 云南科技出版社
- 张东威. 1994. 中国土壤中硒及其土壤环境质量标准研究(简报). 水土保持研究, 1(5)
- 张福锁, 龚元石, 李晓林. 1995. 土壤与植物营养研究新动态(第三卷)[M]. 北京: 中国农业出版

- 张华,任天祥,孔牧,等. 1993. 郑州地区土壤背景研究在环境评价中的应用[J]. 物探与化探, 17(4): 241 ~ 250
- 张宗祜. 1999. 关于农业地学今后研究的几点意见[A]. 见: 中国农业地学研究进展[C]. Hongkong: Scientist Press International, Inc. 1 ~ 4
- 张宗祜. 1999. 中国北方晚更新世以来地质环境演化与未来生存环境变化趋势预测[M]. 北京: 地质出版社, 127 ~ 133
- 张宗祜等. 1993. 黄土高原地区土壤侵蚀[M]. 武汉: 中国地质大学出版社
- 赵其国. 2000. 我国农业发展和结构调整问题[J]. 安徽农学通报, 6(2): 2 ~ 6
- 郑风田, 赵阳. 2003. 我国农产品质量安全问题与对策[J]. 中国软科学, (2): 17 ~ 22
- 中国农业科学院土壤肥料研究所编译. 1984. 农业中的微量营养元素. 北京: 农业出版社
- 朱立新. 2000. 发挥勘查地球化学优势, 推动我国环境地球化学研究的发展. 见: 第六届全国勘查地球化学学术讨论会论文选编. 北京: 地质出版社, 26 ~ 31
- Adriano D C. 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Springer-Verlay New York Inc.
- Ankley G T, and 10 others. 1994. Assessing potential bioavailability of metals in sediments: a proposed approach. Environmental Management. 18, (3): 331 ~ 337
- Barber Stanley A. 1984. Soil nutrient bioavailability: A mechanistic approach. New York: John Wiley and Sons Incorporated
- Claridge Philip G, Downing Bruce W. 1993. Environmental geology and geochemistry at the Windy Craggy massive sulphide deposit, northwestern British Columbia. CIM Bulletin. 86(966): 50 ~ 57
- Greger J L. 1987. Mineral bioavailability/new concepts. Nutrition Today. 22: 4 ~ 9
- Houba V J G, Lexmond T M, Novozamsky I, Van der Lee JJ. 1996. State of the art and future developments in soil analysis for bioavailability assessment. Science of the Total Environment. 178(1 ~ 3): 21 ~ 28
- Kellaway GA. 1995. Environmental geology of Bath, England. Environmental Geology. 26(3): 189 ~ 191
- Martin H W, Young T R, Kaplan D I, Simon L, Adriano D C. 1996. Evaluation of three herbaceous index plant species for bioavailability of soil cadmium, chromium, nickel and vanadium. Plant and Soil. 182(2): 199 ~ 207
- Mazer G, Booth D, Ewing K. 2001. Limitations to vegetation establishment and growth in biofiltration swales. Ecological Engineering. 17(4): 429 ~ 443
- Peijnenburg W J G M, Posthuma L, Eijsackers H J P, and Allen H E. 1997. A conceptual framework for implementation of bioavailability of metals for environmental management purposes. Ecotoxicology and Environmental Safety. 37, (2): 163 ~ 172
- Pendias Alina K, Pendias Heryk K. 1984. Trace elements in soils and plants. Boca Raton Florida: CRC Press Inc. : 40 ~ 105
- Peter van Straatenm. 2002. Rocks for crops: Agrominerals of sub-Saharan Africa [M]. Scarborough: Fidelity National Information Solutions Canada; 3 ~ 7
- Pierzynski G M and Schwab A P. 1993. Bioavailability of zinc, cadmium, and lead in a metal-contaminated alluvial soil. Journal of Environmental Quality. 22: 247 ~ 254
- Stigliani W M. 1991. Chemical time bombs: definition, concepts and examples, Laxenburg, Austria
- Trofimov V T. 2001. Ecological geology—A novel branch of geological sciences. Earth Science Frontiers, 8(1): 27 ~ 35
- Van Straalen N M, and Bergema W F. 1995. Ecological risks of increased bioavailability of metals under soil acidification. Pedobiologia. 39, (1): 1 ~ 9
- Webb. J. S. 1964. Geochemistry and life. New Scient (London), 23: 504 ~ 507

